UNIVERSITETI I TIRANËS

FAKULTETI I SHKENCAVE TË NATYRËS

DEPARTAMENTI I BIOTEKNOLOGJISË

DISERTACION

PËR GRADËN SHKENCORE "DOKTOR I SHKENCAVE"

NËNFUSHA BIOTEKNOLOGJI

TEMA

ZBULIMI I KORRELACIONEVE NDËRMJET NDRYSHUESHMËRISË HAPSINORE DHE FAKTORËVE FIZIKO-KIMIKE NDIKUES NË CILËSINË MIKROBIKE (CF/SF, E. coli) TË LUMIT BUNA, SHIROKËS DHE VILUNIT NË VELIPOJË, SI UJËRA TIPIKE KOMPLEKSE ME IMPAKT NË SHËNDETIN PUBLIK

Kandidati:

MSc. Ornela Luka

Udhëheqësi Shkencor:

Prof. Dr. Klementina Puto

Tiranë, 2026

UNIVERSITETI I TIRANËS

FAKULTETI I SHKENCAVE TË NATYRËS

DEPARTAMENTI I BIOTEKNOLOGJISË

DISERTACION

i paraqitur nga MSc. Ornela Luka

për marrjen e gradës "Doktor i shkencave"

Nënfusha Bioteknologji

TEMA

ZBULIMI I KORRELACIONEVE NDËRMJET NDRYSHUESHMËRISË HAPSINORE DHE FAKTORËVE FIZIKO-KIMIKE NDIKUES NË CILËSINË MIKROBIKE (CF/SF, E. coli) TË LUMIT BUNA, SHIROKËS DHE VILUNIT NË VELIPOJË, SI UJËRA TIPIKE KOMPLEKSE ME IMPAKT NË SHËNDETIN PUBLIK

Udhëheqës Shkencor: Prof. Dr. Klementina Puto

Mbrohet më datë: _____/_____/2026, para jurisë

1. **Kryetar …….**
2. **Anëtar (Oponent)…….**
3. **Anëtar (Oponent)…….**
4. **Anëtar……**
5. **Anëtar……**

MIRËNJOHJE

Falënderimet dhe mirënjohjen time më të sinqertë për udhëheqësen time shkencore Prof. Dr. Klementina Puto për mbështetjen, motivimin dhe udhëzimin e vazhdueshëm gjatë gjithë këtij rrugëtimi. Këshillat, përkushtimi dhe profesionalizmi i saj kanë qenë një burim i vazhdueshëm frymëzimi për mua. Ajo nuk përfaqëson vetëm një model të shkëlqyer akademik të cilin çdo person do të dëshironte ta ndiqte por mbi të gjitha një shembull të rrallë humanizmi, gjithmonë e gatshme të ofrojë besim, mirëkuptim dhe mbështetje të pakushtëzuar në çdo hap.

Faleminderit Prof. Dr. Klementina që pata fatit të kisha pranë në këtë proces të rëndësishëm.

Me gjithë zemër falënderoj familjen time duke filluar që nga babi i cili më ka shoqëruar dhe mbështetur në çdo hap duke më shoqëruar edhe në terren duke qenë shtylla ime më e forte gjatë këtij rrugëtimi.

Falënderoj nënën time për përkrahjen e vazhdueshme dhe për udhëzimet profesionale ka qenë dhe është një dritë udhërrëfyese në çdo hap timin.

Një falënderim i veçantë për vëllain tim, krahu im i djathtë që është gjithmonë pranë meje për të më motivuar dhe mbështetur.

Falënderim dhe mirënjohje Enit, miqve dhe çdo personi që ka qenë pjesë e këtij rrugëtimi.

Në fund, këtë punim doktorature ia dedikoj mbesës sime Gala, yllit të vogël sykaltër plot shpresë dhe dritë që më frymëzon në çdo hap të së ardhmes.

PARATHËNIE

Studimi mbi cilësinë e ujërave dhe ndikimin e tyre në shëndetin publik është ndër çështjet më prioritare dhe bashkëkohore në fushën e shkencave mjedisore dhe shëndetësore. Uji është një burim thelbësor për ekzistencën dhe zhvillimin e jetës ndërsa sigurimi i cilësisë së tij mbetet një nga sfidat kryesore në nivel global. Rritja e urbanizimit, zgjerimi industrial, aktivitetet bujqësore dhe blegtorale së bashku me ndryshimet klimatike kanë shtuar presionin mbi mjediset ujore duke ndikuar drejtpërdrejt në përkeqësimin e cilësisë së ujërave sipërfaqësore dhe nëntokësore. Në këtë kontekst korrelacioni ndërmjet parametrave fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë të ujit përbën një domosdoshmëri absolute për mbrojtjen e mjedisit dhe shëndetit publik. Interesi për realizimin e këtij studimi lidhet me faktin se ujërat e lumit Buna, liqenit të Shkodrës, veçanërisht në zonën e Shirokës dhe lagunës së Vilunit në Velipojë kanë një rëndësi të madhe për popullsinë lokale, turizmin, mjedisin natyror dhe zhvillimin ekonomik të zonës. Këto zona përbëjnë sisteme ujore me vlera të larta ekologjike, turistike dhe socio-ekonomike por njëkohësisht janë të ekspozuara ndaj presioneve të ndryshme antropogjene dhe natyrore. Shkarkimet urbane dhe rurale, aktivitetet bujqësore dhe blegtorale, rritja e turizmit si dhe fenomenet hidrologjike dhe klimatike ndikojnë vazhdimisht në cilësinë e ujit dhe influencojnë në përhapjen e degradimit mikrobiologjik. Ky disertacion ka për qëllim të analizojë dhe interpretojë korrelacionin ndërmjet ndryshueshmërisë hapësinore të parametrave fiziko-kimikë dhe indikatorëve mikrobiologjikë të cilësisë së ujit me fokus të veçantë tek koliformët fekalë, enterokokët intestinalë dhe Escherichia coli. Studimi është mbështetur në analiza laboratorike, metoda standarde ndërkombëtare dhe teknika statistikore bashkëkohore të cilat kanë mundësuar identifikimin e faktorëve ndikues në shpërndarjen e ndotjes dhe në cilësinë mikrobiologjike të ujërave të studiuara. Një element i rëndësishëm i këtij studimi ka qenë evidentimi i lidhjes ndërmjet ndotjes mikrobiologjike dhe ndikimit të mundshëm në shëndetin publik. Gjatë realizimit të këtij hulumtimi u përfshi puna në terren, analizat laboratorike dhe analizat statistikore të të dhënave. Ky studim paraqet risi pasi për herë të parë janë analizuar ekosisteme të ndryshme si lumenj, liqene, laguna dhe det me një shtrirje të gjerë gjeografike duke kontribuar në avancimin e njohurive në fushën e analizës mjedisore dhe vlerësimit të cilësisë së burimeve ujore. Gjithsej janë kryer 3934 analiza laboratorike. Nga këto 3024 analiza i përkasin parametrave fiziko-kimikë ndërsa 910 analiza janë kryer për indikatorët mikrobiologjikë. Përmes këtij studimi synohet të jepet një kontribut shkencor në sqarimin e proceseve që kushtëzojnë ndotjen e ujërave dhe në ndërtimin e një baze të vlefshme për menaxhimin e qëndrueshëm të burimeve ujore. Rezultatet e këtij kërkimi përbëjnë një mbështetje për komunitetin shkencor dhe për strukturat e vlerësimit mjedisor në hartimin e strategjive për mbrojtjen e cilësisë së ujit dhe reduktimin e rreziqeve për shëndetin publik.

Qëllimi: *Vlerësimi i integruar i korrelacionit ndërmjet parametrave fiziko-kimikë dhe indikatorëve mikrobiologjike të ujërave sipërfaqësore në lumin Buna, Shirokë dhe Vilunit, bazuar në Direktivën 76/160/EEC dhe 2006/7 të EC duke marrë në konsideratë ndryshueshmërinë hapësinore dhe ndikimin në shëndetin publik.*

Objektivat specifike

Gjatë këtij studimi u synua të realizohen objektivat në vijim:

1. ***Identifikimi, vlerësimi i vazhdueshëm gjatë gjithë vitit të parametrave fiziko kimike si pH, temperatura, turbiditeti, përcjellshmëria elektrike, lëndet e ngurta totale të tretura, amonium, fosfate, nitrite, nitrate.***

Lidhur me këtë problematikë në kuadër të sigurimit të saktësisë metodologjike janë zbatuar metodat standarde ISO për analizimin e parametrave fiziko-kimikë. Këto metoda përfshijnë matjen e pH, temperaturës, turbiditetit, përçueshmërisë elektrike (EC), totalit të substancave të tretura (TDS) si dhe përbërësve kimikë si amoniumi, fosfatet, nitritet dhe nitratet të cilët janë tregues të rëndësishëm të cilësisë së ujit. Parametrat fizikë të ujit përfshirë pH, temperaturën dhe përcjellshmërinë elektrike u matën in situ duke përdorur pajisjen Aqualytic AL15. Përcaktimi i pH u realizua sipas metodës ISO 10523:2008, temperatura sipas metodës APHA 2550 B:2023 ndërsa përcjellshmëria elektrike sipas standardit EN 27888:1998.

Parametrat e tjerë si amoniumi, nitritet, nitratet, fosfatet, lëndët e ngurta totale të tretura (TDS) dhe turbiditeti u analizuan në kushte laboratorike duke ndjekur metodat standarde përkatëse. Përcaktimi i amoniumit u realizua sipas metodës ISO 7150-1:1984, nitritet sipas metodës EPA 353.2:1993, nitratet sipas ISO 7890-1:1986 dhe fosfatet sipas metodës ISO 6878:2024. Të gjithë këta parametra u analizuan me spektrofotometrin Spectrophotometer DR 1900. Ndërkohë lëndët e ngurta totale të tretura u përcaktua sipas metodës APHA 2540 C:2023 duke përdorur metodën gravimetrike.

2 ***Identifikimi dhe vlerësimi i vazhdueshëm gjatë gjithë vitit i indikatorëve bakterialë u realizua në 12 stacione të ujërave sipërfaqësorë të shpërndara në liqenin e Shkodrës, lumin Buna, lagunën e Vilunit dhe në detin Adriatik në Velipojë. Studimi u mbështet në aplikimin e metodologjisë bashkëkohore për identifikimin dhe analizën e indikatorëve bakterialë.***

Përsa i takon këtij objektivi është përdorur metoda e tubave të shumëfishtë (MPN) e cila përfaqëson një teknikë klasike dhe të besueshme për vlerësimin sasior të indikatorëve bakterialë. Kjo metodë konsiderohet relativisht e thjeshtë në zbatim, kosto më të ulët ekonomike krahasuar me teknikat e tjera analitike dhe është veçanërisht e përshtatshme për analizat e ujërave sipërfaqësorë që karakterizohen nga ujëra me turbullirë të lartë. Përdorimi i kësaj metode në këtë studim mundësoi një vlerësim të besueshëm të ngarkesës mikrobiologjike duke kontribuar në analizën e shpërndarjes hapësinore dhe kohore të indikatorëve bakterialë në stacionet e monitorimit.

Vlerësimi i cilësisë mikrobiologjike të ujërave sipërfaqësorë u bazua në analizën e indikatorëve bakterialë kryesorë konkretisht koliformët fekalë, Escherichia coli dhe enterokokët intestinalë. Këta indikatorë janë përzgjedhur pasi përfaqësojnë tregues të besueshëm të ndotjes fekale dhe të rrezikut potencial për shëndetin publik.

3 ***Identifikimi i burimeve të ndotjes në zonat e marra në studim si ndikimi antropogjen, aktiviteteve bujqësore, blegtorale, urbane, rurale, turizmi si dhe faktorëve natyrorë.***

Për realizimin e këtij objektivi janë përdorur metoda statistikore shumëvariablëshe për të analizuar marrëdhëniet ndërmjet parametrave të cilësisë së ujit dhe për të vlerësuar ngjashmëritë ndërmjet stacioneve të monitorimit. Në këtë kuadër është aplikuar Analiza Hierarkike e Grupimit (Hierarchical Cluster Analysis – HCA) për të grupuar stacionet sipas ngjashmërisë së karakteristikave fiziko-kimike dhe mikrobiologjike të ujit duke evidentuar zona me tipare të ngjashme mjedisore dhe nivele të krahasueshme ndikimi antropogjen ose natyror. Gjithashtu është përdorur Analiza e Komponentëve Kryesorë (Principal Component Analysis – PCA) e paraqitur përmes PCA Biplot për të reduktuar kompleksitetin e të dhënave dhe për të identifikuar parametrat që kontribuojnë më shumë në variabilitetin e cilësisë së ujit. Interpretimi i marrëdhënieve ndërmjet stacioneve dhe

parametrave në PCA Biplot ka mundësuar identifikimin e faktorëve dominues që ndikojnë në cilësinë e ujit dhe ka ndihmuar në evidentimin e burimeve të mundshme të ndotjes të lidhura me aktivitetet bujqësore, blegtorale, urbane, turistike dhe proceset natyrore mjedisore. Për herë të parë jepen përfundime të rëndësishme të një zone ujore diverse dhe habitatesh të ndryshme duke rezultuar në korrelacione të rëndësishme të cilat janë udhëzues për sigurimin e cilësisë së ujërave sipërfaqësorë në një zonë të rëndësishme ujrore të Shqipërisë.

4 Vlerësimi i ndryshueshmërisë hapësinore dhe korrelacionit midis stacioneve të parametrave fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë në zonat e studimit.

Për realizimin e këtij objektivi specifik janë përdorur metoda statistikore për të vlerësuar marrëdhëniet ndërmjet parametrave fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë si dhe shpërndarjen e të dhënave në stacionet e monitorimit. Në këtë kuadër është aplikuar analiza e korelacionit të Spearman-it për të identifikuar lidhjet statistikisht të rëndësishme ndërmjet parametrave të analizuar dhe për të përcaktuar forcën dhe drejtimin e këtyre lidhjeve. Interpretimi i koeficientëve të korelacionit ka mundësuar evidentimin e marrëdhënieve pozitive dhe negative ndërmjet parametrave duke kontribuar në kuptimin e proceseve që ndikojnë në cilësinë e ujit dhe në identifikimin e faktorëve potencialë të ndotjes. Paralelisht, Probability Plot është aplikuar për të analizuar shpërndarjen e të dhënave për të verifikuar devijimet nga normaliteti dhe për të evidentuar praninë e vlerave ekstreme. Kombinimi i këtyre analizave ka mundësuar një interpretim më të plotë të karakteristikave statistikore të të dhënave dhe të marrëdhënieve ndërmjet parametrave të studiuar.

5 Vlerësimi i indikatorëve mikrobiologjikë në funksion të vlerësimit të cilësisë së ujërave të pijshëm nëntokësorë.

Për realizimin e këtij objektivi u aplikua metoda e filtrimit membranor në 10 stacione të ujërave nëntokësorë të destinuar për konsum human konkretisht në mostrat e marra nga puset. Kjo metodë përfaqëson një teknikë të besueshme dhe të përdorur gjerësisht për analizat mikrobiologjike, pasi lejon përpunimin e një numri të madh mostrash dhe siguron rezultate më të shpejtë dhe të sakta.

Vlerësimi i cilësisë mikrobiologjike të ujërave të puseve u bazua në përcaktimin e indikatorëve bakterialë kryesorë përkatësisht Escherichia coli dhe enterokokët intestinalë të cilët konsiderohen tregues të besueshëm të ndotjes fekale dhe të sigurisë higjeno-sanitare të ujit për konsum.

Identifikimi i Escherichia coli u krye sipas standardit ISO 9308-1:2014 i cili bazohet në kultivimin në media selektive dhe diferencuese për zbulimin specifik të këtij mikroorganizmi. Ndërkohë për përcaktimin e enterokokëve intestinalë u përdor metoda ISO 7899-2:2000 e cila lejon izolimin dhe numërimin e këtyre baktereve nëpërmjet inkubimit në kushte të kontrolluara laboratorike. Zbatimi i këtyre metodave standarde siguroi një vlerësim të saktë.

6 Impakti i ndotjes ne shëndetin publik nëpërmjet analizes dhe lidhjes statistikore ndërmjet indikatorëve mikrobiologjikë bakterialë dhe prevalencës së sëmundjeve infektive të lidhura me Escherichia coli dhe Enterokokët intestinalë.

Për realizimin e këtij objektivi janë analizuar parametrat mikrobiologjikë të ujërave të puseve dhe lidhja e tyre me prevalencën e sëmundjeve infektive të mbledhura nga database e laboratorit të shëndetit publik në Shkodër. Për të vlerësuar lidhjen ndërmjet

ndotjes së ujit dhe incidencës së sëmundjeve, është përdorur analiza e korrelacionit të Spearman-it pasi të dhënat nuk ndiqnin shpërndarje normale. Kjo metodë jo-parametrike mundëson vlerësimin e forcës dhe drejtimit të lidhjes ndërmjet variablave pa kërkuar normalitet të të dhënave dhe është e përshtatshme për të analizuar marrëdhëniet ndërmjet parametrave mikrobiologjikë të ujit dhe rasteve të sëmundjeve infektive. Interpretimi i koeficientëve të korrelacionit ka ndihmuar në evidentimin e lidhjeve të mundshme ndërmjet ndotjes mikrobiologjike të ujit dhe ndikimit të saj në shëndetin publik. Konkretisht janë kryer analiza mikrobiologjike të ujërave të puseve për të identifikuar praninë e Escherichia coli dhe enterokokëve intestinalë si indikatorë të ndotjes fekale. Mostrat janë marrë në stacione të ndryshme vlerësimi dhe në periudha të larmishme sezonale për të vlerësuar shpërndarjen e ndotjes mikrobiologjike në zonat e studimit. Gjithashtu janë analizuar të dhënat mbi prevalencën e sëmundjeve infektive të lidhura me ujin me fokus te Escherichia coli, Salmonella typhimurium dhe Shigella flexneri.

SUMMARY

The study on water quality and its impact on public health is among the most priority and contemporary issues in the field of environmental and health sciences. Water is an essential resource for the existence and development of life, while ensuring its quality remains one of the major global challenges. Increasing urbanization, industrial expansion, agricultural and livestock activities, together with climate change, have intensified pressure on aquatic environments, directly contributing to the deterioration of both surface and groundwater quality. In this context, the correlation between the physicochemical and microbiological parameters of water is an absolute necessity for environmental protection and public health safeguarding. The interest in conducting this study is related to the fact that the waters of the Buna river, Lake Shkodra, particularly in the Shiroka area and the Viluni Lagoon in Velipoja, hold significant importance for the local population, tourism, the natural environment, and the economic development of the region. These areas constitute aquatic systems with high ecological, touristic, and socio-economic value; however, they are simultaneously exposed to various anthropogenic and natural pressures. Urban and rural discharges, agricultural and livestock activities, the growth of tourism, as well as hydrological and climatic phenomena continuously affect water quality and contribute to the spread of microbiological degradation. This dissertation aims to analyze and interpret the correlation between the spatial variability of physicochemical parameters and microbiological indicators of water quality, with a particular focus on fecal coliforms, intestinal enterococci, and Escherichia coli. The study is based on laboratory analyses, international standard methods, and contemporary statistical techniques, which have enabled the identification of influencing factors on the distribution of pollution and on the microbiological quality of the studied waters. An important element of this study has been the identification of the relationship between microbiological contamination and its potential impact on public health. During the realization of this research, fieldwork, laboratory analyses, and statistical data processing were carried out. This study presents an innovation, as for the first time different ecosystems such as rivers, lakes, lagoons, and the sea have been analyzed across a wide geographical extent, contributing to the advancement of knowledge in the field of environmental analysis and water resource quality assessment. A total of 3934 laboratory analyses were performed, of which 3024 analyses correspond to physicochemical parameters, while 910 analyses were conducted for microbiological indicators. Through this study, the aim is to provide a scientific contribution to clarifying the processes that govern water pollution and to establish a solid basis for the sustainable management of water resources. The results of this research provide support to the scientific community and environmental assessment institutions in developing strategies for protecting water quality and reducing risks to public health.

***Aim:** The integrated assessment of the correlation between physicochemical parameters and microbiological indicators of surface waters in the Buna River, Shiroka, and Viluni Lagoon, based on EU Directives 76/160/EEC and 2006/7/EC, taking into account spatial variability and its impact on public health.*

Specific Objectives

During this study, the following objectives were pursued:

1. ***The identification and continuous year-round assessment of physicochemical parameters such as pH, temperature, turbidity, electrical conductivity, total dissolved solids, ammonium, phosphates, nitrites, and nitrates.***

In relation to this issue, and within the framework of ensuring methodological accuracy and data reliability, ISO standard methods have been applied for the analysis of physicochemical parameters. These methods include the measurement of pH, temperature, electrical conductivity (EC), total dissolved solids (TDS), as well as chemical components such as ammonium, phosphates, nitrites, and nitrates, which are important indicators of water quality. Physical parameters of water, including pH, temperature, and electrical conductivity, were measured in situ using the Aqualytic AL15 device. pH determination was carried out according to ISO 10523:2008, temperature according to APHA 2550 B:2023, and electrical conductivity according to EN 27888:1998. Other parameters such as ammonium, nitrites, nitrates, phosphates, total dissolved solids (TDS), and turbidity were analyzed under laboratory conditions following the respective standard methods.

Ammonium was determined according to ISO 7150-1:1984, nitrites according to EPA 353.2:1993, nitrates according to ISO 7890-1:1986, and phosphates according to ISO 6878:2024. All these parameters were analyzed using the Spectrophotometer DR 1900, while total dissolved solids were determined according to APHA 2540 C:2023 using the gravimetric method.

2. ***The identification and continuous year-round assessment of bacterial indicators were carried out at 12 surface water stations distributed across Lake Shkodra, the Buna River, Viluni Lagoon, and the Adriatic Sea in Velipoja. The study was based on the application of modern methodologies for the identification and analysis of bacterial indicators.***

For this objective, the Multiple Tube Method (MPN) was used, which represents a classical and reliable technique for the quantitative assessment of bacterial indicators. This method is considered relatively simple to apply, cost-effective compared to other analytical techniques, and particularly suitable for surface water analyses characterized by high turbidity. The use of this method in this study enabled a reliable evaluation of the microbiological load, contributing to the analysis of the spatial and temporal distribution of bacterial indicators across monitoring stations. The microbiological quality assessment of surface waters was based on the analysis of key bacterial indicators, specifically fecal coliforms, Escherichia coli, and intestinal enterococci, which are selected as reliable indicators of fecal contamination and potential public health risk.

3. ***The identification of pollution sources in the studied areas, including anthropogenic influence, agricultural, livestock, urban, rural activities, tourism, as well as natural factors.***

For the realization of this objective, multivariate statistical methods were used to analyze relationships among water quality parameters and to assess similarities between monitoring stations. In this context, Hierarchical Cluster Analysis (HCA) was applied to group stations based on similarities in physicochemical and microbiological water characteristics, identifying areas with similar environmental features and comparable

levels of anthropogenic or natural influence. Principal Component Analysis (PCA), presented through PCA biplots, was also used to reduce data complexity and identify the parameters that contribute most to the variability in water quality. The interpretation of relationships between stations and parameters in the PCA biplot enabled the identification of dominant factors affecting water quality and helped to determine potential pollution sources associated with agricultural, livestock, urban, touristic activities, and natural environmental processes. The interpretation of relationships between stations and parameters in the PCA biplot enabled the identification of dominant factors affecting water quality and helped to determine potential pollution sources associated with agricultural, livestock, urban, touristic activities, and natural environmental processes.

4 The assessment of spatial variability and correlation between physicochemical and microbiological parameters across the study areas.

For this objective, statistical methods were used to evaluate relationships between physicochemical and microbiological parameters as well as data distribution across monitoring stations. Spearman correlation analysis was applied to identify statistically significant relationships among the studied parameters and to determine the strength and direction of these relationships. The interpretation of correlation coefficients enabled the identification of positive and negative relationships among parameters, contributing to the understanding of processes affecting water quality and the identification of potential pollution factors. In parallel, Probability plots were used to analyze the distribution of the data, to assess deviations from normality, and to identify the presence of extreme values. The combination of these analyses enabled a comprehensive interpretation of the statistical characteristics of the data and relationships among the studied parameters.

5 The assessment of microbiological indicators in relation to the assessment of drinking groundwater quality.

For this objective, the membrane filtration method was applied at 10 groundwater stations intended for human consumption, specifically from wells. This method represents a reliable and widely used technique

for microbiological analysis, as it allows the processing of a large number of samples and provides faster and more accurate results. The microbiological quality assessment of well water was based on the determination of key bacterial indicators, specifically Escherichia coli and intestinal enterococci, which are considered reliable indicators of fecal contamination and hygienic-sanitary safety of drinking water.

The identification of Escherichia coli was carried out according to ISO 9308-1:2014, based on cultivation in selective and differential media for its specific detection.

Meanwhile, intestinal enterococci were determined according to ISO 7899-2:2000, which allows isolation and enumeration under controlled laboratory incubation conditions. The application of these standardized methods ensured accurate evaluation of microbiological water quality.

6 The impact of water pollution on public health through analysis and statistical correlation between bacterial microbiological indicators and the prevalence of infectious diseases associated with Escherichia coli and intestinal enterococci.

For this objective, microbiological parameters of well water were analyzed together with data on disease prevalence obtained from the Public Health Laboratory database in

Shkodra. Spearman correlation analysis was used to evaluate the relationship between water pollution and disease incidence, as the data did not follow a normal distribution. This non-parametric method enables the assessment of the strength and direction of relationships between variables without requiring data normality and is suitable for analyzing relationships between microbiological water parameters and infectious disease cases. The interpretation of correlation coefficients helped identify potential links between microbiological water contamination and its impact on public health. Specifically, microbiological analyses of well water were conducted to identify the presence of Escherichia coli and intestinal enterococci as indicators of fecal contamination. Samples were collected from different monitoring stations and across various seasonal periods to assess the distribution of microbiological pollution in the study areas. In addition, data on the prevalence of water-related infectious diseases were analyzed, with a focus on Escherichia coli, Salmonella typhimurium, and Shigella flexneri.

PËRMBAJTJA

MIRËNJOHJE iii

PARATHËNIE iv

SUMMARY viii

LISTA E FIGURAVE xv

LISTA E TABELAVE xx

LISTA E SHKURTIMEVE xxii

Hyrje xxiv

KAPITULLI I 1

BAZAT TEORIKE TË KORRELACIONIT NDËRMJET PARAMETRAVE FIZIKO-KIMIKË DHE MIKROBIOLOGJIKË TË UJËRAVE DHE NDIKIMI NË SHËNDETIN PUBLIK 1

1.1 Rëndësia e burimeve ujore dhe sfidat e cilësisë së tyre 1

1.1.1 Ndryshimet klimatike dhe impakti i tyre në ujërat sipërfaqesore 1

1.2 Burimet e ndotjes së ujërave 3

1.2.1 Ndikimi antropogjen në ekosistemet ujore 3

1.3 Vlerësimi i integruar i ndotjes nëpërmjet parametrave fiziko-kimike dhe bakteriale 4

1.3.1 Vlerësimi i ndotjes nëpërmjet parametrave fiziko-kimike 4

1.3.2 Vlerësimi i ndotjes nëpërmjet indikatorëve bakterial 5

1.4 Indikatorët bakterial për vlerësimin e ndotjes të ujërave 5

1.4.1 Koliformët totalë 6

1.4.2 Koliformet fekale 6

1.4.3. Enterokokët intestinalë 6

1.4.4 Escherichia coli 7

1.4.5 Baktere oportuniste me potencial patogjen 7

1.5 Krahasimi i dy metodave MPN-tubave të shumëfishtë dhe metodes me filtër membranore 9

1.6 Korrelacioni midis parametrave fizikio kimike dhe mikrobiologjike 10

1.7 Cilësia e ujërave sipërfaqësore në Evropë dhe Shqipëri 10

1.8 Direktivat evropiane dhe kuadri ligjor për cilësinë e ujërave 11

1.9 Karakteristikat e përgjithshme të ujërave sipërfaqësore në rajonin e Shkodrës 14

1.10 Turizmi natyror në Qarkun e Shkodrës 19

1.11 Ndikimi i cilësisë se ujërave në transmetimin e sëmundjeve infektive me burim uji në shëndetin publik 20

1.12 Impjanti i trajtimit të ujërave të zeza në Velipojë dhe Shirokë 23

KAPITULLI II 26

MATERIALE DHE METODA 26

2.1 Zonat e studimit 26

2.1.1 Përshkrimi i stacioneve të kampionimit të ujërave sipërfaqësor në zonën e studimit 26

2.1.2 Përshkrimi i stacioneve të kampionimit të ujërave nëntokësorë të puseve në zonën e studimit 32

2.2 Marrja e mostrave të ujit 34

2.2.1 Metodika e marrjes së mostrave të ujit siperfaqësorë 34

2.2.2 Metodika e marrjes së mostrave të ujërave nëntokësore nga puset 35

2.3 Transporti i mostrave 36

2.4 Metodat e përdorura për parametrat fiziko-kimike 36

2.4.1 Vlerësimi i pH 37

2.4.3 Vlerësimi i turbiditetit 37

2.4.4 Vlerësimi i përcjellshmëria elektrike 38

2.4.5 Vlerësimi i lëndës së ngurtë totale e tretur 38

2.4.6 Vlerësimi i amoniumit 39

2.4.7 Vleresimi i fosfatit 40

2.4.8 Vlerësimi i nitriteve 41

2.4.9 Vlerësimi i nitrateve 42

2.5 Metodat e përdorura për indikatorët mikrobiologjik. 42

2.5.1 Metoda për dedektimin e indikatorëve bakterialë me anë të tubave të shumëfishtë, (MPN-së) 44

2.5.2 Procedurat e analizimit për identifikimin e *koliformëve fekale* dhe *E. coli* ... 45

2.5.3 Procedura për të analizuar, identifikuar dhe numëruar *enterokokët intestinal* 46

2.5.4 Vlerësimi i pranisë së *Enterokokëve intestinal* dhe *Escherichia coli* në ujërat nëntokësorë (të puseve) me metodën e filtrimit membranore 47

2.5.5 Teknika e metodës së filtrimit për identifikimin e *enterokokëve intestinal* ... 48

2.5.6 Teknika e metodës së filtrimit për përcaktimin e *Escherichia coli* 48

2.6 Përpunimi dhe analiza statistikore e të dhënave 50

KAPITULLI III 51

REZULTATE DHE DISKUTIME 51

3.1 Rezultatet e parametrave fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë në zonën e studimit 51

3.1.1 Rezultatet e parametrave fiziko-kimike 51

3.1.2 Rezultatet e indikatorëve bakterialë 58

3.2 Analiza statistikore përshkruese (mesatarja, devijimi standard, kuartilet, asimetria dhe kurtosis) e parametrave fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë për çdo stacion vlerësimi 60

3.3 Vlerësimi i ndotjes në stacionet e marra në studim dhe ndikimi i tyre në cilësinë e ujërave sipërfaqësore 74

3.4 Rezultatet e korrelacionit Spearman për parametrat fiziko kimike dhe indikatorëve mikrobiologjikë 76

3.4.1 Probabiliteti i shpërndarjes së vlerave të parametrave të matura 91

3.4.2 Analiza hierarkike e grupimit të stacioneve të marra në studim 94

3.4.2.a Analiza hierarkike e grupimit të ujërave sipërfaqësorë sipas ngjashmërisë së karakteristikave mjedisore dhe niveleve të krahasueshme të ndikimit antropogjen ose natyrorë 94

3.4.2.b Analiza hierarkike e grupimit të parametrave fiziko kimikë dhe mikrobiologjikë të analizuar në ujërat sipërfaqësore 96

3.4.3 Modeli PCA Biplot për ujërat siperfaqesore 98

3.5 Rezultatet e ujërave të puseve 101

3.6 Korrelacioni ndërmjet cilësisë së ujërave të puseve dhe incidencës së sëmundjeve 104

PËRFUNDIME 140

REKOMANDIME 141

LITERATURA 142

SITOGRAFIA 156

LISTA E PUBLIKIMEVE 158

ARTIKUJ SHKENCORË 159

ANEKS II 172

LISTA E FIGURAVE

Figura 1.1. Metoda e fermentimit me shumë tuba për analizën mikrobiologjike të ujit (O.Luka) 9
Figura 1.2. Metoda me filtrin membranorë për analizën mikrobiologjike të ujit (O.Luka) 10
Figura 1.3. Simbolet udhëzuese për larje ose ndalim larje në ujëra sipërfaqësorë (Environment Agency-Bathing Water Quality) 13
Figura 1.4. Harta e rrjetit hidrografik të Shqipërisë (GISGeography- Albania River Map) 14
Figura 1.5. Vendndodhja gjeografike e rajonit të Shkodrës në Shqipëri..... 15
Figura 1.6. Burimet kryesore ujore në Shkodër (ADLSH 2023)..... 15
Figura 1.7. Rajoni i Shkodrës dhe burimet kryesore ujore (Google earth 2026) 16
Figura 1.8. Pamje e liqenit të Shkodrës në Shirokë (O. Luka) 17
Figura 1.9. Lumi Buna zonë e mbrojtur dhe fauna e gjitarëve në rezervatin e Velipojës (O. Luka) 17
Figura 1.10. Lumi Buna në segmentin kufitar ndërmjet Shqipërisë dhe Malit të Zi (O. Luka)..... 18
Figura 1.11. Ekosistemi i lagunës së Vilunit (O. Luka) 18
Figura 1.12. Pamjet e liqenit të Shkodrës (O. Luka) 19
Figura 1.13. Lumi Buna peizazh i mbrojtur (O. Luka) 20
Figura 1.14. Laguna e Vilunit (O. Luka)..... 20
Figura 1.15. Sistemi i kanalizimit dhe impjanti i përpunimit të ujërave të zeza në Velipojë. (O. Luka)..... 23
Figura 1.16. Kolektori ku bëhet filtrimi i mbetjeve të ujërave të zeza (O. Luka) 23
Figura 1.17. Vëndi ku dalin mbetjet e mëdha (O. Luka)..... 24
Figura 1.18. Vëndi ku dalin mbetjet e vogla siç është rëra (O. Luka)..... 24
Figura 1.19. Vaskat e trajtuara me oksigjen (O. Luka) 24
Figura 1.20. Kalimi i ujit me anë të pompave në vaska të tjera (O. Luka)..... 25
Figura 1.21. Tankera të mbushura me sulfat slumini (O. Luka) 25
Figura 2.1. Harta e shpërndarjes së stacioneve të kampionimit për studimin mikrobiologjik dhe fiziko-kimik të ujërave sipërfaqësore 27
Figura 2.2. Stacionet 1, 2 dhe 3 të mostrimit në lagunën e Vilunit dhe në grykëderdhjen e Vilunit në Adriatik (O. Luka)..... 28
Figura 2.3. Stacioni i mostrimit të lumit Buna në Pulaj (O. Luka) 29
Figura 2.4. Stacioni i mostrimit të lumit Buna në Reç i Ri (O. Luka)..... 29
Figura 2.5. Stacioni i mostrimit të lumit Buna në Darragjat (O. Luka)..... 30
Figura 2.6. Stacioni i mostrimit në zonën e bashkimit të lumit Buna me lumin Drin (O. Luka)..... 30
Figura 2.7. Stacioni i mostrimit të lumit Buna pranë impjantit (O.Luka) 31
Figura 2.8. Stacioni i mostrimit të liqenit të Shkodrës në Shirokë (O. Luka) 31
Figura 2.9. Stacioni i mostrimit të lumit Buna në urën e Bunës (O. Luka)..... 32

Figura 2.10. Harta e shpërndarjes së stacioneve të kampionimit për studimin mikrobiologjik të ujërave të pusit për konsum njerëzorë (O. Luka) 33
Figura 2.11. Vendosja e kontinierve në termoboks (O. Luka) 34
Figura 2.12. Momente gjatë marrjes së mostres në disa mënyra (O. Luka)..... 35
Figura 2.13. Foto të shisheve sterile për përdorimin mikrobiologjikë (O. Luka)..... 35
Figura 2.14. Kampionet të vendosura në termoboks (O. Luka) 36
Figura 2.15. Foto e paisjes Aqualytic Al 15 për matje direkt në vendin e kampionimit (O.Luka) 37
Figura 2.16. Foto e paisjes TURB 430IR për matjen e turbiditet (O.Luka)..... 38
Figura 2.17. Spektrofotometri i përdorur për matjen e amoniumit (O.Luka)..... 39
Figura 2.18. Spektrofotometri i përdorur për matjen e fosfateve (O.Luka) 40
Figura 2.19. Spektrofotometri i përdorur për matjen e nitriteve (O.Luka)..... 41
Figura 2.20. Proedurat e përdorur për matjen e nitrateve (O. Luka) 42
Figura 2.21. Tuba EC broth pas inkubimit: rezultat pozitiv dhe negativ për *koliformet fekale* (O. Luka)..... 45
Figura 2.22. Escherichia coli në terrenin EMB agar (O.Luka) 46
Figura 2.23. Tubat EVA pas inkubimit: rezultat pozitiv dhe negativ për *enterokokët intestinal* (O.Luka)..... 47
Figura 2.24. Aparatura e filtrimit me membranë (O. Luka)..... 48
Figura 2.25. Enterokokë intestinal në terrenin E.C.O. A agar (O.Luka)..... 48
Figura 2.26. *Escherichia coli* në terrenin TBX agar (O.Luka) 49
Figura 2.27. *Escherichia coli* me shkëlqim metalik në terrenin endo agar (O.Luka) 49
Figura 3.1 Vlerat e temperaturës në stacionet e studiuara..... 51
Figura 3.2. Vlerat e pH në stacionet e studiuara..... 52
Figura 3.3. Vlerat e turbiditetit në stacionet e studiuara..... 53
Figura 3.4. Vlerat e përcjellshmërisë elektrike në stacionet e studiuara 53
Figura 3.5. Vlerat e përcjellshmërisë elektrike në ekosisteme të ujërave të ëmbla..... 54
Figura 3.6. Vlerat e TDS në stacionet e studiuara..... 55
Figura 3.7. Vlerat e TDS në në ekosisteme të ujërave të ëmbla..... 55
Figura 3.8. Vlerat e nitriteve në stacionet e studiuara 56
Figura 3.9. Vlerat e amoniumit në stacionet e studiuara 57
Figura 3.10 Vlerat e nitrateve në stacionet e studiuara..... 57
Figura 3.11. Vlerat e fosfateve në stacionet e studiuara..... 58
Figura 3.12. Vlerat e koliformëve fekalë në stacionet e marra në studim..... 59
Figura 3.13. Vlerat e enterokokëve intestinal në stacionet e studiuara 60
Figura 3.14. Shkarkim i ujërave të zeza të qytetit të Shkodrës në lumin Buna..... 75
Figura 3.15. Pamje nga peshkimi pa leje dhe peshqit e ngordhur në breg (O. Luka..... 75
Figura 3.16. Prania e mbetjeve antropogjene në brigjet dhe sipërfaqen e uji (O.Luka). 76
Figura 3.17. Probability plot i të dhënave për temperatura, pH, turbiditeti dhe EC..... 91
Figura 3.18. Probability plot i të dhënave për nitritet, TDS, amonium dhe nitratet..... 92
Figura 3.19. Probability plot i të dhënave për fosfatet, enterokoku intestinal dhe koliformët fekal..... 93
Figura 3.20. HCA-Analiza hierarkike e grupimit-dendrograma për ujërat sipërfaqësorë

..... 94
Figura 3.21 Analiza hierarkike e grupimit (HCA) të parametrave të analizuar 96
Figura 3.22. Paraqitja Biplot e analizës PCA për ujërat sipërfaqësore..... 98
Figura 3.23. Dinamika e përhapjes së analizave mikrobiologjike për ujërat e puseve. 102
Figura 3.24. a) Shpërndarja sezonale e enterokokëve intestinal në 10 puse. b) Shpërndarja sezonale e E. coli në 10 puse..... 102
Figura 3.25. HCA-Analiza hierarkike e grupimit-dendrograma për ujërat e puseve ... 103
Figura 3.26. Dinamika e pranisë së baktereve patogjene të lidhura me sëmundjet me origjinë ujore 104
Figura 3.27. Dinamika e pranisë së baktereve dhe sëmundjeve në stinë të ndryshme. 105
Figura 3.28. Majtas: Grafiku i boksit për bakteret në ujin e pusit; Djathtas: QQplot për bakteret në ujin e pusit..... 106
Figura 3.29. Majtas: Grafiku i boksit për sëmundjet; Djathtas: QQplot për sëmundjet 106
Figura 3.30. Matrica e korrelacionit Spearman e pranisë së baktereve në ujë në lidhje me incidencën e sëmundjes 108
Figura 3.31. Shpërndarja statistikore e temperaturës në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot..... 109
Figura 3.32. Shpërndarja statistikore e temperaturës në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 110
Figura 3.33. Shpërndarja statistikore e temperaturës në stinën e vjeshtës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot..... 111
Figura 3.34. Shpërndarja statistikore e temperaturës në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot..... 112
Figura 3.35. Shpërndarja statistikore e pH në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 113
Figura 3.36. Shpërndarja statistikore e pH në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 113
Figura 3.37. Shpërndarja statistikore e pH në stinën e vjeshtës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 114
Figura 3.38. Shpërndarja statistikore e pH në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 115
Figura 3.39. Shpërndarja statistikore e turbiditetit në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot..... 116
Figura 3.40. Shpërndarja statistikore e turbiditetit në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 117
Figura 3.41. Shpërndarja statistikore e turbiditetit në stinën e vjeshtës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 117
Figura 3.42. Shpërndarja statistikore e turbiditetit në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 118
Figura 3.43. Shpërndarja statistikore e nitriteve në stinën e pranverës e paraqitur përmes

histogramit dhe diagramit Box-Plot 119
Figura 3.44. Shpërndarja statistikore e nitriteve në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 120
Figura 3.45. Shpërndarja statistikore e nitriteve në stinën e vjeshtë e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 121
Figura 3.46. Shpërndarja statistikore e nitriteve në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 122
Figura 3.47. Shpërndarja statistikore e nitrateve në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 123
Figura 3.48. Shpërndarja statistikore e nitrateve në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 123
Figura 3.49. Shpërndarja statistikore e nitrateve në stinën e vjeshtës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 124
Figura 3.50. Shpërndarja statistikore e nitrateve në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 125
Figura 3.51. Shpërndarja statistikore e amoniumit në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 126
Figura 3.52. Shpërndarja statistikore e amoniumit në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 126
Figura 3.53. Shpërndarja statistikore e amoniumit në stinën e vjeshtës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 127
Figura 3.54. Shpërndarja statistikore e amoniumit në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 128
Figura 3.55. Shpërndarja statistikore e fosfatit në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 129
Figura 3.56. Shpërndarja statistikore e fosfatit në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 129
Figura 3.57. Shpërndarja statistikore e fosfatit në stinën e vjeshtë e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 130
Figura 3.58. Figura 3.58. Shpërndarja statistikore e fosfatit në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 131
Figura 3.59. Shpërndarja statistikore e koliformëve fekal në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 132
Figura 3.60. Shpërndarja statistikore e koliformëve fekal në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 132
Figura 3.61. Shpërndarja statistikore e koliformëve fekal në stinën e vjeshtës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 133
Figura 3.62. Shpërndarja statistikore e koliformëve fekal në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 134
Figura 3.63. Shpërndarja statistikore e enterokokëve intestinal në stinën e pranverës e

paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 135
Figura 3.64. Shpërndarja statistikore e enterokokëve intestinal në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 136
Figura 3.65. Shpërndarja statistikore e enterokokëve intestinal në stinën e vjeshtë e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 137
Figura 3.66. Shpërndarja statistikore e enterokokëve intestinal në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot 137

LISTA E TABELAVE

Tabela 1.1. Klasifikimi i ujërave bregdetare dhe të ëmbel sipas Direktives 76/160EEC12
Tabela 1.2. Klasifikimi i ujërave bregdetare dhe të ëmbel sipas Direktivës 2006/7EC . 12
Tabela 1.3. Parametrat mikrobiologjik mbi cilësinë e ujit për konsum njerëzor..... 13
Tabela 1.4. Direktiva e Kuadrit për Ujin (DKU/ WFD-2000/60/EC)..... 13
Tabela 1.5. Klasifikimi i cilesisë së ujërave të ëmbla natyrore për parametrat e përgjithshme sipas Institutit Norvegjez për Kërkime mbi Ujërat -NIVA 14
Tabela 2.1. Koordinatat gjeografike të stacioneve të kampionimit të marra në studim për ujërat sipërfaqësorë..... 27
Tabela 2.2. Koordinatat gjeografike të stacioneve të kampionimit të marra në studim për ujërat e puseve 32
Tabela 2.3. Parametrat fiziko-kimike të analizuara dhe instrumentet e përdorura për matjen e secilit parametër në mostrat ujore. 36
Tabela 2.4. Terrenet e përdorura për metoden me tuba të shumëfishtë dhe metoden me filtrim..... 44
Tabela 3.1 Analiza statistikore përshkruese për stacionin S1 laguna e Vilunit..... 61
Tabela 3.2. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S2 laguna e Vilunit..... 62
Tabela 3.3. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S3 Grykëderdhja e Vilunit . 63
Tabela 3.4. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S4 lumi Buna-Pulaj 65
Tabela 3.5. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S5 lumi Buna-Reç i Ri 66
Tabela 3.6. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S6 lumi Buna-Darragjat 67
Tabela 3.7. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S7 bashkimi Buna-Drin..... 68
Tabela 3.8. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S8 lumi Buna-Impjanti..... 69
Tabela 3.9. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S9 Liqeni i Shkodrës-Shirokë 70
Tabela 3.10. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S10 Liqeni i Shkodrës-Shirokë..... 71
Tabela 3.11. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S11 Liqeni i Shkodrës-Shirokë..... 73
Tabela 3.12. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S12 lumi Buna-Ura e Bunës 74
Tabela 3.13. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S1-laguna e Vilunit 76
Tabela 3.14. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S2-laguna e Vilunit 78
Tabela 3.15. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S3-Grykëderdhja ... 79
Tabela 3.16. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S4-lumi Buna-Pulaj 80
Tabela 3.17. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S5-lumi Buna-Reç i Ri 81
Tabela 3.18. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S6-lumi Buna-Darragjat..... 82
Tabela 3.19. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S7-bashkimi Drin-Buna..... 83

Tabela 3.20. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S8 Impjanti 85
Tabela 3.21. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S9-Liqeni i Shkodrës 86
Tabela 3.22. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S10-Liqeni i Shkodrës 87
Tabela 3.23. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S11-Liqeni i Shkodrës 89
Tabela 3.24. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S12-lumi Buna-Ura e Bunës 90
Tabela 3.25. Rezultatet e analizave mikrobiologjike për ujërat e puseve 101
Tabela 3.26. Rezultatet e identifikimit të baktereve patogjene që shkaktojnë sëmundje me origjinë ujore..... 104
Tabela 3.27. Rezultatet e baktereve në ujin e puseve dhe baktereve që shkaktojnë sëmundje burimore ujore sipas stinëve..... 105
Tabela 3.28. Tabela e korrelacionit Spearman të baktereve dhe variablave të sëmundjes. 107
Tabela 3.29. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale e temperaturës..... 109
Tabela 3.30. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale e pH 112
Tabela 3.31. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale e turbiditetit 115
Tabela 3.32. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale e nitriteve..... 119
Tabela 3.33. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale e nitrateve 122
Tabela 3.34. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale të amoniumit..... 125
Tabela 3.35. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale e fosfateve..... 128
Tabela 3.36. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale e *koliformëve fekal*..... 131
Tabela 3.37. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale e enterokokëve intestinal 134

LISTA E SHKURTIMEVE

WHO	Organizata Botërore e Shëndetësisë
UNHRC	Këshilli i Kombeve të Bashkuara për të Drejtat e Njeriut
EPA	Agjencia për Mbrojtjen e Mjedisit e Shteteve të Bashkuara
FAO	Organizata e Kombeve të Bashkuara për Ushqimin dhe Bujqësinë
UNESCO	Organizata e Kombeve të Bashkuara për Arsim, Shkencë dhe Kulturë
ISO	Organizata Ndërkombëtare për Standardizim
APHA	Shoqata Amerikane e Shëndetit Publik
IPCC	Paneli Ndërqeveritar për Ndryshimet Klimatike
UNGA	Asambleja e Përgjithshme e Kombeve të Bashkuara
E. coli	Escherichia coli
EEA	Agjensia Europiane e Mjedisit
DKU	Direktiva e Kuadrit për ujin
NIVA	Instituti Norvegjez për Kërkime mbi Ujërat
IBA	Zona të Rëndësishme për Shpendët dhe Biodiversitet
IUCN	Bashkimi Ndërkombëtar për Ruajtjen e Natyrës
MMT	Ministria e Mjedisit dhe Turizmit
AKT	Agjensia Kombëtare e Turizmit
GI	Gastrointestinal
FBI	Bakteret Indikatore Fekale
TBX	Tryptone Bilex-glucuromide
MPN	Numri më i mundshëm i mikroorganizmave
LB	Lactose Broth
ECB	Escherichia coli Broth
EMB	Eosin Methylene Blue
ADB	Azide Dextrose Broth
EVAB	Ethyl Violet Azide Broth
CCA	Chromogenic Coliform Agar
ECOA	Enterococcus Chromogenic Ottavioni Agosti
EC	Përcjellshmëria elektrike
TDS	Lëndet e ngurta totale të tretura
S1	Laguna e Vilunit (ADA)

S2	Laguna e Vilunit (Qendër)
S3	Grykëderdhja e Vilunit
S4	Lumi Buna-Pulaj
S5	Lumi Buna-Reç i Ri
S6	Lumi Buna-Darragjat
S7	Bashkimi i lumit Buna me Drin
S8	Lumi Buna-Impjant
S9	Liqeni i Shkodres (Këneta)
S10	Liqeni i Shkodres (Qëndër)
S11	Liqeni i Shkodres (Blu note)
S12	Lumi Buna-Ura e Bunës
P1	Pusi liqeni i Shkodres
P2	Pusi liqeni i Shkodres
P3	Pusi impjanti
P4	Pusi lumi Buna
P5	Pusi Berdicë
P6	Pusi Darragjat
P7	Pusi Reç i Ri
P8	Pusi Pulaj
P9	Pusi deti i Velipojës
P10	Pusi laguna e Vilunit
Min	Minimum
Max	Maksimum
Mes	Mesore
SD	Devijimi standard
Ampl	Amplituda
Q1	Kuartili i parë
Q3	Kurtili i tretë

Hyrje

Rreth tri të katërtat e sipërfaqes së Tokës përbëhen nga uji gjë që e bën atë faktor kyç për zhvillimin dhe vazhdimësinë e jetës (Musie, 2023).

Sipas udhëzimeve të Organizatës Botërore të Shëndetësisë për cilësinë e ujit të pijshëm, ky term përfshin ujin e destinuar për përdorim shtëpiak duke përfshirë konsumimin, higjienën personale dhe përgatitjen e ushqimeve. Uji i pijshëm i sigurt është një e drejtë themelore e njeriut dhe nëse kontaminohet mund të ketë pasoja shëndetësore për konsumatorët (United Nations General Assembly, 2010; WHO, 2017). Uji është i domosdoshëm për shëndetin dhe një e drejtë ligjitime për njerëzimin (WHO, 2008).

Në vitin 2022 rreth 73% e popullsisë së botës kishin qasje në shërbime ujore të menaxhuara në mënyrë të sigurt të cilat ishin të disponueshme në ambientet e banimit të pastra. Megjithatë një pjesë e konsiderueshme e popullsisë mbeti e ekspozuar ndaj rreziqeve rreth 296 milionë përdornin puse dhe burime të pambrojtura ndërsa 115 milionë merrnin ujë të patrajtuar nga liqene, pellgje, lumenj dhe përrenj. Pabarazitë në qasje mbeten të dukshme jo vetëm midis zonave urbane dhe rurale por edhe brenda qyteteve ku banorët e vendbanimeve me të ardhura të ulëta ose të informalizuara zakonisht kanë më pak mundësi për ujë të sigurt krahasuar me të tjerët (WHO, 2023).

Ujërat nëntokësore janë një burim strategjik thelbësorë i ujit të ëmbël në nivel global me rëndësi të veçantë për sigurimin e ujit për konsum njerëzor, ujitjen bujqësore dhe zhvillimin industrial. Në shkallë botërore ato kontribuojnë ndjeshëm në sigurimin e ujit të pijshëm për rreth gjysmën e popullsisë dhe mbulojnë rreth 43% të kërkesës për ujitje ndërsa mbi 2.5 miliardë njerëz varen plotësisht nga ujërat nëntokësore për konsum të përditshëm (FAO, 2015; UNESCO, 2022). Ujërat nëntokësore dhe ato sipërfaqësore janë burime kyçe megjithatë disponueshmëria e tyre po zvogëlohet gradualisht për shkak të ndryshimeve klimatike, ndikimeve gjeologjike dhe veprimtarive njerëzore (IPCC, 2022). Uji është një nga burimet natyrore që përdoret nga një numër i madh njerëzish dhe nje nga burimet me të zakonshme të sëmundjeve infektive që për këtë arsye cilësia e ujit është faktori më i rëndësishëm për të garantuar shëndetin publik (Madigant, T.M *et al.,* 2010). Ndotja e ujërave sipërfaqësore dhe nëntokësore është shqetësuese sepse ato janë burimi i ujit të pijshëm dhe habitati i shumë organizmave. Organizata Botërore e Shëndetësisë ka vlerësuar se çdo vit 485.000 vdekje janë të lidhura me sëmundje diarreike kryesisht të shkaktuara nga ushqimi dhe uji të cilat janë të kontaminuara me patogjenë si *Escherichia coli* (WHO, 2023).

Uji luan një rol kyç në mbajtjen e jetës dhe në ushtrimin e të drejtave të tjera të njeriut. Në kuadër të kësaj të drejte uji duhet të jetë i pastër, i aksesueshëm afër vendbanimeve dhe i përballueshëm për të gjithë individët. Njohja e kësaj të drejte nënvizon nevojën për menaxhim të qëndrueshëm të burimeve ujore si dhe rëndësinë e saj për shëndetin publik dhe zhvillimin socio-ekonomik (United Nations General Assembly, 2010).

Megjithatë vështirësitë në rritje lidhur me aksesin në ujë garantimin e sigurisë së furnizimit përdorimin efikas përkeqësimin e cilësisë dhe menaxhimin jo të duhur të burimeve theksojnë rëndësinë dhe efektivitetin e institucioneve përgjegjëse për sektorin e ujit. Menaxhimi i burimeve ujore përbën një proces kompleks dhe shumëdimensional i cili kërkon përditësim të vazhdueshëm të njohurive shkencore, vlerësim kritik të tyre dhe zbatim të përshtatur sipas kontekstit specific (Tsakiris & Loucks, 2023).

Sigurimi i ujit të pijshëm të pastër dhe brenda parametrave të pranueshëm për konsum

vazhdon të jetë një sfidë globale sidomos në vendet në zhvillim, dhe mbetet një nga objektivat kryesore për përmirësimin e shëndetit publik (Muoio *et al.,* 2020).

Aktualisht rreth 780 milionë njerëz në mbarë botën nuk kanë qasje në ujë të pastër një situatë që shkakton probleme të shumta shëndetësore përfshirë veçanërisht sëmundjet e transmetueshme përmes ujit (Kumar *et al.,* 2022).

Sipas projeksioneve deri në vitin 2050 kërkesa në nivel global për ujë pritet të rritet me rreth 20-30% (WHO, 2023).

Nga burimet e ndryshme ujore dhe ujërat nëntokësore jane burime kyçe qe sigurojne ujë të pijshëm dhe për përdorim shtëpiak duke permbushur nevojat e rreth një të tretës se popullsisë së botës (Mukherje *et al.,* 2021).

Studimet mbi izolimet e *Escherichia coli* nga ujërat rekreative kanë treguar se rreth 35% e këtyre baktereve përbëjnë shtame diarheogjenike ndërsa shumica treguan rezistencë ndaj një numri të konsiderueshëm antibiotikësh. Ky fakt nënvizon qartë rrezikun që këto baktere paraqesin për shëndetin publik duke evidentuar nevojën për monitorim të rreptë dhe masa parandaluese (Lúcia *et al.,* 2024).

Ky studimi është organizuarë në tre kapituj si në vijim:

Kapitulli i parë trajton të gjitha problematikat që lidhen me ruajtjen e burimeve ujore dhe rëndësinë e tyre nisur nga rritja e aktivitetit njerëzor dhe ndryshimeve klimaterike. Ky kuadër ilustron burimet kryesore të ndotjes dhe ndikimin e tyre në ekosistemet ujore. Ai gjithashtu ilustron rolin e faktorëve natyrorë dhe antropogjenë në degradimin e cilësisë së ujit. Kapitulli përqendrohet në metodat për të identifikuar dhe vlerësuar ndotjen përmes parametrave fiziko-kimikë dhe indikatorëve biologjikë ku i kushtohet vëmendje e veçantë si *E. coli*, *koliformët* dhe *enterokokët* të cilët theksojnë ndotjen me origjinë fekale dhe rrezikun potencial për shëndetin publik. Për më tepër për të përmirësuar kuptimin e ndotjes në ujërat sipërfaqësore shqyrtohet marrëdhënia ndërmjet parametrave fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë.

Në vijim, paraqitet situata e cilësisë së ujërave në Shqipëri dhe në Evropë së bashku me kuadrin normativ dhe direktivat përkatëse për vlerësimin dhe menaxhimin e cilësisë së tyre. Në fund, kapitulli përfundon duke theksuar rëndësinë e burimeve ujore për zhvillimin e qëndrueshëm, në veçanti në zona me potencial turistik si rajoni i Shkodrës dhe rolin e ujërave të ndotura në përhapjen e sëmundjeve duke theksuar korrelacionin midis cilësisë së ujit dhe shëndetit publik.

Në kapitullin e dytë diskutohen materialet dhe metodat e përdorura për të zhvilluar studimin me një përshkrim të detajuar të stacioneve të zgjedhura për marrjen e kampioneve të ujërave sipërfaqësore dhe nëntokësore të puseve. Në funksion të garantimin të rezultateve të besueshmërisë së analizave në këtë rast ilustrohen procedurat e përdorura për marrjen e mostrave të ujit nga të dyja burimet. Transporti dhe ruajtja e mostrave zbaton procedurat standarde të ISO duke siguruar që përbërja e tyre të mos ndryshojë. Kapitulli përqendrohet më tej në metodat e përdorura për analizimin e parametrave fiziko-kimikë. Këto metoda përfshijnë matjen e pH, temperaturës, turbiditetit, përçueshmërisë elektrike (EC), totalit të substancave të tretura (TDS) si dhe përbërësve kimikë si amoniumi, fosfatet, nitritet dhe nitratet të cilët janë tregues të rëndësishëm të cilësisë së ujit. Gjithashtu jepet një përshkrim i metodave të përdorura për të vlerësuar indikatorët mikrobiologjikë me vëmendje të veçantë ndaj përdorimit të metodës së tubave të shumëfishtë (MPN) dhe metodës së filtrimit membranor për

vlerësimin e *Escherichia coli*, *koliformëve fekalë* dhe *enterokokëve intestinalë.* Kapitulli ofron kuadrin metodologjike të kërkimit duke mundësuar një kuptim të përshtatshëm të rezultateve dhe vlerësimin e gjendjes së ujërave të analizuara.

Kapitulli i tretë paraqet rezultatet e përpunimit dhe analizës statistikore të të dhënave të mbledhura dhe ofron një interpretim të plotë të variacioneve dhe ndërveprimeve ndërmjet indikatorëve fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë të kërkimit. Për përpunimin e këtyre të dhënave është ndjekur një qasje e integruar që kombinon teknika statistikore përshkruese dhe shumëvariabëlshe me qëllim identifikimin e modeleve, strukturave dhe burimeve të mundshme të ndotjes në ujërat sipërfaqësore dhe nëntokësore.

Paraqitja grafike e të dhënave përbën hapin e parë në eksplorimin e cilësisë së ujit në zonën e studimit. Përpara aplikimit të metodave statistikore të avancuara, vizualizimi i drejtpërdrejtë i parametrave të matur lejon identifikimin paraprak të tendencave, anomalive dhe variacioneve hapësinore e kohore që karakterizojnë ujërat sipërfaqësore

Fillimisht për çdo parametër fiziko-kimik dhe mikrobiologjik u llogaritën treguesit statistikorë përshkrues mesatarja, devijimi standard, kuartilet, koeficienti i asimetrisë dhe kurtosis duke mundësuar një pamje të plotë të shpërndarjes dhe variabilitetit të të dhënave. Variacionet sezonale u eksploruan përmes histogrameve dhe box plot-eve, të cilat ndihmojnë në dallimin e ndryshimeve kohore në cilësinë e ujit.

Më pas paraqiten rezultatet e analizës së korrelacionit të Spearman-it e cila si metodë jo-parametrike është e përshtatshme për të dhëna që nuk ndjekin domosdoshmërisht një shpërndarje normale. Kjo analizë vlerëson intensitetin dhe drejtimin e lidhjeve ndërmjet parametrave fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë duke theksuar korrelacionet statistikisht të rëndësishme që mund të pasqyrojnë procese natyrore ose ndikime antropogjene. Nëpërmjet interpretimit të koeficientëve të korrelacionit mund të identifikohen indikatorët kritikë që ndikojnë në përhapjen e ndotjes mikrobiologjike si dhe marrëdhënia ndërmjet cilësisë së ujërave të puseve dhe incidencës së sëmundjeve në zonën e studimit.

Klasifikimi i stacioneve të monitorimit puseve dhe ujërave sipërfaqësorë u krye përmes Analizës Hierarkike të Grupimit (HCA) duke aplikuar metodën e lidhjes dhe distancën euklidiane. Rezultatet paraqiten në formë dendrogramash të cilat tregojnë strukturën hapësinore të të dhënave dhe lehtësojnë ndarjen e zonave sipas nivelit të ndotjes dhe rrezikut. HCA u zbatua gjithashtu edhe për vetë parametrat e analizuar duke identifikuar grupime ndërmjet variablave që ndajnë sjellje të ngjashme në hapësirë dhe kohë.

Kemi ndërtimin dhe interpretimin e modelit PCA Biplot për ujërat sipërfaqësore. Analiza e Komponentëve Kryesorë (PCA) redukton dimensionalitetin e të dhënave duke ruajtur pjesën më të madhe të variancës dhe nëpërmjet Biplot-it variablat dhe mostrat vizualizohen njëkohësisht duke mundësuar jo vetëm leximin e marrëdhënieve ndërmjet tyre por edhe nxjerrjen e hipotezave mbi burimet e mundshme të ndotjes, qoftë natyrore qoftë me origjinë njerëzore.

KAPITULLI I

BAZAT TEORIKE TË KORRELACIONIT NDËRMJET PARAMETRAVE FIZIKO-KIMIKË DHE MIKROBIOLOGJIKË TË UJËRAVE DHE NDIKIMI NË SHËNDETIN PUBLIK

1.1 Rëndësia e burimeve ujore dhe sfidat e cilësisë së tyre

Uji konsiderohet një burim thelbësor për jetën dhe është i nevojshëm për çdo individ. Sipas udhëzimeve të Organizata Botërore të Shëndetësisë për cilësinë e ujit të pijshëm ky term i referohet ujit që përdoret në jetën e përditshme në familje për konsum njerëzor ashtu edhe për përdorim sanitar dhe përgatitjen e ushqimit (WHO, 2011).

Ujërat nëntokësore janë një burim strategjik thelbësorë i ujit të ëmbël në nivel global me rëndësi të veçantë për sigurimin e ujit të pijshëm, ujitjen bujqësore dhe zhvillimin industrial. Në shkallë botërore ato kontribuojnë ndjeshëm në sigurimin e ujit të pijshëm për rreth gjysmën e popullsisë dhe mbulojnë rreth 43% të kërkesës për ujitje ndërsa mbi 2.5 miliardë njerëz varen plotësisht nga ujërat nëntokësore për konsum të përditshëm (Barthel *et al.,* 2023). Ujërat nëntokësore dhe ato sipërfaqësore janë burime kyçe për përdorime shtëpiake, bujqësore dhe industriale, megjithatë disponueshmëria e tyre po zvogëlohet gradualisht për shkak të ndryshimeve klimatike ndikimeve gjeologjike dhe veprimtarive njerëzore (Scanlon *et al.,* 2023).

Identifikimi i saktë i burimit të ndotjes përmes analizës së të dhënave laboratorike dhe krahasimit me standardet e cilësisë së ujit përbën bazë shkencore për ndërmarrjen e masave parandaluese, përmirësuese dhe rregullatore. Kjo qasje kontribuon drejtpërdrejt në mbrojtjen e shëndetit publik dhe në ruajtjen afastgjatë të ekosistemeve ujore (Yenlajai *et al.,* 2024).

Burimet kryesore të kontaminimit fekal përfshijnë: ujërat e zeza të trajtuara në mënyrë jo adekuate, shkarkimet e ujërave të shiut, praktikat bujqësore, rrjedhjet sipërfaqësore, lumenj të ndotur, shkarkimet nga anijet, si dhe kontributin e kafshëve (O'Flaherty *et al.,* 2019).

Qasja e pamjaftueshme në ujë të pijshëm të sigurt mbetet një sfidë globale e rëndësishme duke kontribuar në rrezikun për sëmundje të transmetuara përmes ujit dhe duke reflektuar mangësi infrastrukturore dhe sociale në furnizimin me ujë në shumë rajone të botës. Afërsisht 2.1 miliardë njerëz në botë (rreth 25% e popullsisë globale) nuk kanë akses në ujë të pijshëm të sigurt, të disponueshëm në vendbanim dhe në përputhje me standardet mikrobiologjike dhe kimike. Brenda këtij grupi rreth 106 milionë persona konsumojnë ujë të patrajtuar nga burime sipërfaqësore si lumenj dhe liqene duke nënvizuar boshllëqet infrastrukturore dhe rreziqet e shëndetit publik (WHO, UNICEF, 2025).

1.1.1 Ndryshimet klimatike dhe impakti i tyre në ujërat sipërfaqesore

Sipas të dhënave të Intergovernmental Panel on Climate Change më shumë se gjysma e popullsisë globale përballet me mungesë uji për të paktën një muaj gjatë vitit (IPCC, 2022). Ndryshimet klimatike konsiderohen si një ndër faktorët më të rëndësishëm që ndikojnë në funksionimin dhe stabilitetin jo vetëm të ujërave sipërfaqësore por edhe të ujërave nëntokësore të cilat janë të lidhura ngushtë nëpërmjet ciklit hidrologjik. Në përputhje me teorinë e ndryshimeve klimatike globale kemi rritje të temperaturave

mesatare globale duke ndikuar drejtpërdrejt në proceset hidrologjike dhe në shpërndarjen e burimeve ujore (IPCC, 2021).

Rritja e temperaturës përshpejton avullimin nga lumenjtë, liqenet dhe rezervuarët duke reduktuar sasinë e ujit të disponueshëm dhe duke rritur rrezikun e thatësirave. Në të njëjtën kohë këto ndryshime ndikojnë edhe në procesin e infiltrimit dhe rimbushjes së ujërave nëntokësore duke ulur kapacitetin e tyre për të kompensuar mungesën e ujit sipërfaqësor gjatë periudhave të thata (Taylor *et al.,* 2013).

Në Shqipëri veçanërisht në zonën e Shkodrës përfshirë lumin Buna, liqenin e Shkodrës Shirokë dhe lagunën e Vilunit në Velipojë këto procese reflektohen në luhatje sezonale të niveleve ujore si dhe në ndryshime të ndërveprimit midis ujërave sipërfaqësore dhe atyre nëntokësore.

Në këtë kontekst teoria e ciklit hidrologjik të modifikuar thekson se ndryshimet klimatike çojnë në intensifikimin dhe çrregullimin e ciklit natyror të ujit duke shkaktuar paqëndrueshmëri të reshjeve dhe periudha më të gjata pa to (Huntington, 2006; IPCC, 2014).

Si pasojë vërehet një ulje e prurjeve në ujërat sipërfaqësore dhe një rënie e rimbushjes së akuiferëve çka rrit ndjeshëm rrezikun e thatësirave hidrologjike. Këto dukuri interpretohen më tej nga teoria e thatësirave e cila e konsideron thatësirën si një proces të ndërlikuar që fillon me mungesën e reshjeve dhe shtrihet në reduktimin e rrjedhjeve sipërfaqësore dhe të rezervave nëntokësore duke ndikuar në ekosisteme dhe në aktivitetet njerëzore (Mishra & Singh, 2010).

Në zonën e studimit këto zhvillime mund të shfaqen në uljen e prurjeve të lumit Buna në ndryshimin e ekuilibrit midis ujërave të ëmbla dhe atyre detare në zonën e Vilunit si dhe në dobësimin e furnizimit nga ujërat nëntokësore. Gjithashtu ndikimi i ndryshimeve klimatike nuk kufizohet vetëm në sasinë e ujit por përfshin edhe cilësinë e tij (Wilhite & Glantz, 1985).

Gjatë periudhave të thatësirës ulja e rrjedhës së ujit dhe reduktimi i shkëmbimit me ujërat nëntokësore çojnë në rritje të përqendrimit të ndotësve dhe në prishjen e balancave ekologjike në ekosistemet ujore (IPCC, 2022). Në të njëjtën kohë, nivelet më të reduktuara të ujërave nëntokësore ka mundësi të favorizojnë përqendrimin e ndotësve në akuiferë dhe të ndikojnë në gjendjen e cilësisë së burimeve që përdoren për furnizim me ujë (Taylor *et al.,* 2013).

Marrëdhënia ndërmjet faktorëve klimatikë dhe hidrologjikë studiohet edhe përmes modeleve klimatike dhe hidrologjike të cilat tregojnë një tendencë për rritje të intensitetit dhe frekuencës së thatësirave veçanërisht në zonat me klimë mesdhetare. Në këtë kuadër në zonën e Shkodrës periudhat me prurje të ulët dhe me rimbushje të kufizuar të ujërave nëntokësore mund të çojnë në rritje të përqendrimit të indikatorëve mikrobiologjikë si *Escherichia coli* dhe *koliformët fekalë* si pasojë e uljes së kapacitetit vetëpastrues të sistemeve ujore.

Në këtë aspekt theksohet se ujërat sipërfaqësore ashtu edhe ato nëntokësore janë të ndjeshme ndaj efekteve të ndryshimeve klimatike sidomos në zona ku presioni antropogjen është i lartë dhe menaxhimi i burimeve ujore është i kufizuar (IPCC, 2014).

Numri i ngjarjeve ekstreme të motit përfshirë ngjarjet e përmbytjeve parashikohet të rritet me ndryshimet klimatike dhe është shoqëruar me kontaminimin e burimeve ujore (Miller

& Hutchins, 2017; Kapoor *et al.,* 2018). Për rrjedhojë ndryshimet klimatike si përmbytjet dhe thatësirat përbëjnë një sfidë serioze për qëndrueshmërinë e burimeve ujore duke kërkuar qasje të integruara në menaxhimin e tyre ku të merret në konsideratë ndërveprimi midis ujërave sipërfaqësore dhe atyre nëntokësore veçanërisht në sisteme komplekse si lumi Buna, liqeni i Shkodrës dhe laguna e Vilunit ku këta faktorë ndikojnë drejtpërdrejt në cilësinë mikrobiologjike dhe në shëndetin publik.

Në zonat urbane dhe gjysëm urbane të vendeve në zhvillim kjo situatë rëndohet më tej nga ndikimet e ndryshimeve klimatike (Ndikebeng *et al.,* 2023).

1.2 Burimet e ndotjes së ujërave

Burimet kryesore të ndotjes së ujërave janë të shumëllojshme duke filluar nga aktivitetet e njeriut dhe ndërveprimi i tyre me rreziqet natyrore mund të çojnë në pasoja të dëmshme për funksionimin normal dhe qëndrueshmërinë e ekosistemeve ujore (Fridman *et al.,* 2019). Emetimet industriale të substancave kimike, metalet e rënda dhe derdhja e ujërave të zeza të pa trajtuara kanë një ndikim të drejtpërdrejtë mbi ekosistemet ujore (Al Saidi *et al.,* 2024). Rrjedhja e substancave kimike në lumenj dhe liqene gjatë reshjeve shkaktohet nga përdorimi i pesticideve dhe plehrave kimike në bujqësi (Liu *et al.,* 2023; Al Saidi *et al.,* 2024). Zhvillimi urban shpesh dëmton zonat natyrore ku uji depërton në tokë për të rimbushur ujërat nëntokësore duke rritur presionin mbi akuiferet dhe duke çuar në shterimin e tyre (Anker *et al.,* 2019).

1.2.1 Ndikimi antropogjen në ekosistemet ujore

Rritja e popullsisë dhe zhvillimi industrial kanë ndikuar negativisht në cilësinë e ujit në vendet në zhvillim. Cilësia e ujit ndikohet jo vetëm nga proceset natyrore por edhe nga veprimtaritë njerëzore. Për më tepër kontaminimi nga ujërat e zeza, mbeturinat urbane dhe praktikat e papërshtatshme bujqësore ka përkeqësuar gjendjen e ujit të pijshëm (Banseka, 2023).

Ndotja me patogjenë shkakton dëmtim të cilësisë dhe disponueshmërisë së ujit duke detyruar komunitetet e prekura të furnizohen me ujë të pijshëm nga burime të pasigurta. Në zonat urbane dhe gjysmëurbane të vendeve në zhvillim kjo situatë rëndohet më tej nga ndikimet e ndryshimeve klimatike (Tume, 2021; Ndikebeng *et al.,* 2023).

Aktualisht ekosistemet ujore përballen me shumë rreziqe si ndotja e ujërave (përfshirë eutrofikimin, praninë e mikrondotësve dhe mikroplastikave) rritjen e vazhdueshme të kërkesës për ujë si edhe fenomene si helmimi i peshqve dhe përmbytjet. Ndotja e trupave ujorë ul aftësinë e tyre për t'u përdorur në aktivitete të tilla si peshkimi dhe ujitja në bujqësi. Si pasojë këto ekosisteme nuk arrijnë të përmbushin në mënyrë efektive funksionet dhe shërbimet që ofrojnë, duke ndikuar negativisht në mjedis, ekonomi dhe mirëqenien e komuniteteve që varen prej tyre (Dem *et al.,* 2024).

Ekosistemet e ujërave të ëmbla janë jashtëzakonisht të ndjeshme ndaj ndërhyrjeve të njerëzve. Lidhshmëria e peizazhit që nënkupton lidhjet midis habitateve ujore si përrenj, lumenj dhe liqene është thelbësore për ruajtjen e popullatave të specieve të ujërave të ëmbla dhe tokësore. Kur aktivitetet njerëzore si urbanizimi, ndërtimi i hidrocentraleve, bujqësia intensive dhe ndotja ndërhyjnë në këto lidhje pasojat për biodiversitetin dhe funksionimin e ekosistemeve ujore janë të drejtpërdrejta dhe të dukshme (Shumka *et al.,* 2023).

Në Shqipëri veçanërisht zgjerimi i qyteteve dhe ndërtimi i infrastrukturës ka çuar në fragmentimin e habitateve ujore duke rrezikuar speciet endemike dhe indigjene si *Gobio scadarensis* (gudgeoni i Shkodrës) dhe *Alburnoides ohridanus* (spirli i Ohrit).

Për të përballuar këto probleme janë zhvilluar dhe zbatuar metoda dhe teknologji të ndryshme që mundësojnë identifikimin e rreziqeve kryesore dhe përmirësimin e mënyrës së menaxhimit të burimeve ujore.

Nga sa më sipër konkludohet se për menaxhim dhe reduktimin e ndikimit njerëzor rekomandohet:

- ✓ Minimizimi i ndërtimeve në habitatet ujore, si hidrocentrale dhe rrugë;
- ✓ Kontrolli më i rreptë për aktivitetet njerëzore në zonën veriore të Shqipërisë;
- ✓ Kalimi ekologjik i proceseve natyrore të lumenjve dhe kanaleve për të lehtësuar lëvizjen e specieve ujore (Shumka *et al.,* 2023).

1.3 Vlerësimi i integruar i ndotjes nëpërmjet parametrave fiziko-kimike dhe bakteriale

Analiza e cilësisë së ujit përbën një komponent thelbësor në vlerësimin mjedisor dhe në menaxhimin e qëndrueshëm të burimeve ujore. Përmes monitorimit dhe analizës së parametrave fizikë dhe mikrobiologjikë mundësohet identifikimi i natyrës dhe origjinës së ndotjes si dhe përcaktimi i faktorëve ndikues në shpërndarjen e saj (Aya El *et al.,* 2025).

1.3.1 Vlerësimi i ndotjes nëpërmjet parametrave fiziko-kimike

Ujërat sipërfaqësore janë veçanërisht të ekspozuara ndaj shkarkimeve urbane, rrjedhjeve bujqësore që përmbajnë plehra kimike dhe pesticide si dhe mbetjeve industriale. Në anën tjetër ujërat nëntokësore përfshirë puset mund të kontaminohen si rezultat i infiltrimit nga sistemet septike, depozitat e pakontrolluara të mbetjeve apo aktivitetet bujqësore intensive.

Vetitë fizike, kimike dhe biologjike të ujit të njohura si cilësia e ujit kanë një ndikim të drejtpërdrejtë në llojet dhe shpërndarjen e biotës ujore (Mobin, M., *et al.,* 2015). Në ditët e sotme degradimi i cilësisë së ujit për shkak të ndotjes së shumëllojshme është një problem alarmues. Si ndotësit konvencionalë siç janë metalet e rënda, nitratet, fosfatet, pesticidet, ashtu edhe mikrondotësit përkeqësojnë cilësinë e ujit të trupave ujorë sipërfaqësorë të vendit (Alam, M.J., *et al.,* 2007).

Ndryshimet e parametrave lidhen ngushtë me nivelin e ndotjes në ujërat sipërfaqësore dhe nëntokësore duke reflektuar ndikimin e faktorëve natyrorë dhe sidomos atyre antropogjenë. Në mënyrë të veçantë rritja e turbullirës si dhe e vlerave të COD dhe BOD tregon një ngarkesë të shtuar me lëndë organike dhe ndotës me origjinë njerëzore. Paralelisht reduktimi i oksigjenit të tretur është një tregues i qartë i përkeqësimit të cilësisë ekologjike të ujit. Gjithashtu përqendrimet e azotit dhe fosforit konsiderohen indikatorë kyç të eutrofikimit shpesh të lidhur me ndikimin e shkarkimeve urbane dhe bujqësore në ekosistemet ujore (Debassi *et al.,* 2025).

1.3.2 Vlerësimi i ndotjes nëpërmjet indikatorëve bakterial

Në vitin 2022 rreth 1.7 miliardë njerëz kishin qasje në burime uji të pijshëm të kontaminuar me fekale. Ky kontaminim mikrobiologjik përbën rrezikun kryesor për sigurinë e ujit të pijshëm dhe lidhet me shfaqjen e sëmundjeve infektive përfshirë diarretë, kolerën, dizenterinë, tifoidin dhe poliomielitin. Ekspozimi ndaj ujit të kontaminuar me fekale përben një prej shkaqeve thelbësore të të ndërlidhura me ujin në nivel global. (WHO, 2023).

Ndotja me patogjenë shkakton dëmtim të cilësisë dhe disponueshmërisë së ujit duke detyruar komunitetet e prekura të furnizohen me ujë të pijshëm nga burime të pasigurta (Tume, 2021). Një shqetësim serioz global është prania e ndotësve mikrobiologjikë përfshirë patogjenët të cilët janë identifikuar në burime të ndryshme ujore si liqene, lumenj (Cui *et al.,* 2019), det dhe ujë i pijshëm (Duressa *et al.,* 2019).

Një shqetësim në rritje në lidhje me ndotjen fekale në mjedisin më të gjerë dhe potencialin për ekspozimin e njeriut ndaj patogjenëve enterikë përmes rrugëve të tjera mjedisore veçanërisht rrugëve të ekspozimit rekreativ dhe atyre ushqimore inkurajoi përpjekjet për të vlerësuar ndotjen fekale në një larmi gjithnjë e në rritje të matricave mjedisore (WHO, 2013).

Përdorimi i baktereve treguese të ndotjes fekale veçanërisht i *koliformëve fekalë* si *Escherichia coli* mbetet një metodë e rëndësishme për identifikimin e ndotjes fekale dhe vlerësimin e cilësisë mikrobiologjike të ujit (Oliveira *et al.,* 2011). Patogjenët përgjegjës për sëmundjet e transmetueshme përmes ujit hyjnë kryesisht në ujërat e përdorimit rekreativ përmes kontaminimit fekal sidomos në afërsi të zonave urbane (Korajkic *et al.,* 2018).

Për këtë arsye është e nevojshme të kryhet monitorim i rreptë dhe të sigurohet respektimi i standardeve bakteriologjike në mënyrë që të mbrohet shëndeti i komunitetit (Shah *et al.,* 2023).

Sëmundjet e transmetueshme përmes ujit shkaktohen kryesisht nga gëlltitja e ujit të ndotur me jashtëqitje njerëzore ose shtazore të cilat përmbajnë baktere ose viruse patogjene. Për më tepër uji nga burime të ndryshme mund të përmbajë substanca organike dhe inorganike të tretura të cilat mund të shfaqin rreziqe të mundshme për mirëqenien shëndetësore (G. Duressa *et al.,* 2019).

1.4 Indikatorët bakterial për vlerësimin e ndotjes të ujërave

Bakteret koliforme janë një grup bakteresh gram-negative zakonisht të padëmshme që gjenden si pjesë e florës normale intestinale të njerëzve dhe kafshëve endotermike. Për shkak të pranisë së tyre në përqendrime të larta në ujërat e zeza dhe lehtësisë së izolimit e kultivimit në laborator ato përdoren gjerësisht si tregues të ndotjes fekale dhe si një mjet i besueshëm për vlerësimin e kontaminimit të ujit të pijshëm (Teaf *et al.,* 2018).

Bakteret koliforme janë përdorur gjerësisht si indikatorë të cilësisë së ujit dhe historikisht kanë rezultuar në konceptin e mbrojtjes së shëndetit publik (Pandey, 2014).

Ndotës të ndryshëm përfshirë mikroorganizmat patogjenë të tilla si baktere dhe viruse, metalet e rënda dhe përbërësit azotikë si nitratet depërtojnë në ujë kryesisht si pasojë e menaxhimit joefektiv të mbetjeve me origjinë njerëzore dhe blegtorale si dhe nga shkarkimet industriale dhe ato urbane. Për më tepër shfrytëzimi intensiv dhe shpesh i

pakontrolluar i burimeve të kufizuara ujore kontribuon në përkeqësimin e cilësisë së tyre (Englande, 2015).

Vlerësimi i cilësisë së ujit bazohet në analizimin e treguesve fiziko-kimikë, biologjikë dhe mikrobiologjikë të cilët ofrojnë informacion mbi gjendjen e komponentëve biotikë dhe abiotikë të ekosistemit (Smitha, 2013).

Cilësia e ujërave liqenore mund të përkeqësohet ndjeshëm si rezultat i intensifikimit të aktiviteteve turistike të cilat shoqërohen me rritje të shkarkimeve të ujërave të ndotura (Lenart-Boroń *et al.* 2017).

Për pasojë monitorimi i cilësisë së ujit ka marrë një rol të veçantë në vitet e fundit në kuadër të vlerësimit të gjendjes së ujërave liqenore duke shërbyer si bazë për ruajtjen dhe përmirësimin e praktikave të menaxhimit të tyre edhe në të ardhmen (Seifert-Dähnn, 2021).

1.4.1 Koliformët totalë

Koliformët totalë janë një grup baktere që përdoren si indikatorë të përgjithshëm për të bërë vlerësimin e cilësisë higjienike të ujit dhe efikasitetin e sistemeve të furnizimit me ujë. Prania e tyre nuk tregon domosdoshmërisht praninë e patogjenëve të rrezikshëm por sinjalizon mundësinë e kontaminimit mikrobiologjik ose ekzistencën e defekteve në proceset e trajtimit dhe shpërndarjes së ujit (WHO, 2018).

1.4.2 Koliformet fekale

Koliformët fekal përbëjnë një nga sfidat kryesore për cilësinë e ujit dhe kufizon përdorimin e tij për lloje të ndryshme të aktiviteteteve. Ky indikator bakterial mund të shkaktojë pasoja të ndryshme shëndetësore duke përfshirë sëmundje të traktit gastrointestinal, irritime të lëkurës dhe infeksione të syve. (Mallin *et al.,* 2000; Soller *et al.,* 2010). *Koliformët fekal* jane tregues te kontaminimit në mjedise ujore dhe prania e tij në përgjithësi shoqërohet me praninë e patogjenëve të tjerë (Sital Uprety *et al.,* 2020). Rreziqet shëndetësore që vijnë si pasojë kanë tërhequr vëmendjen e studiuesve në mbarë botën. Raportet e mëparshme konfirmuan se ndotja e ujit e shkaktuar nga *koliformët fekal* janë një çështje urgjente mjedisore dhe shumë lumenj të njohur në të gjithë botën po vuajnë nga problemi pavarësisht nëse ndodhen në vende të zhvilluara apo të pazhvilluara siç është rasti në Mbretërinë e Bashkuar (Florini *et al.,* 2020). Cilësia mikrobiologjike e ujit të pijshëm ka tërhequr vëmendje globale (Abdelrahman AA & Eltahir YM, 2011).

1.4.3. Enterokokët intestinalë

Enterokokët intestinalë janë baktere që përdoren si indikatorë të fuqishëm të ndotjes fekale në ujë. Prania e tyre sinjalizon kontaminim nga materia fekale dhe rrit rrezikun e ekspozimit ndaj patogjenëve që mund të përbëjnë rrezik për shëndetin e njeriut (WHO, 2003). Krahasuar me indikatorët e tjerë mikrobiologjikë *enterokokët intestinalë* janë veçanërisht thelbësorë për vlerësimin e cilësisë së ujërave të përdorura për qëllime rekreative si plazhet dhe zonat e notit si dhe për ujërat detare ku ekspozimi njerëzor është i lartë. Monitorimi i tyre ndihmon në evidentimin e rreziqeve të mundshme shëndetësore dhe në sigurimin e masave parandaluese për të mbrojtur shëndetin publik në zonat e rekreacionit dhe aktiviteteve ujore (EU, 2020).

1.4.4 Escherichia coli

Escherichia coli u identifikua për herë të parë në vitin 1885 gjatë studimeve mbi mikroflorën e traktit gastrointestinal të njeriut (Chaudhuri *et al.,* 2012).

Duke pasur parasysh lidhjen e tij me traktin gastrointestinal *Escherichia coli* është përdorur si indikator i rrezikut të kontaminimit mikrobiologjik në ujë që nga viti 1892 (Leclerc *et al.,* 2001).

Escherichia coli gjendet kryesisht në dy habitate, habitatin primar që është traktit gastrointestinal dhe habitatin sekondar që përfshin ujin, sedimentin, tokën dhe florën mikrobiologjike. Fillimisht besohej se në habitatin sekondar këto bakterie kishin një ritëm të ulët rritjeje duke treguar se qëndrueshmëria e tyre jashtë ambientit pritës ishte e kufizuar (Savageau *et al.,* 1983).

Në mënyrë natyrale *E. coli* është një bakter anaerob fakultativ që banojnë në sistemin gastrointestinal të kafshëve endotermike dhe përbën pjesë të florës normale të zorrëve tek njeriu (Nguyen *et al.,* 2016; Thursby & Juge, 2017). Ndërsa shumica e shtameve janë të padëmshme për shëndetin, disa lloje mund të tregojnë për kontaminim fekal dhe disa të tjera janë patogjene duke shkaktuar sëmundje tek njerëzit (OluWasey *et al.,* 2024).

Bakteri *Escherichia coli* përdoret shpesh si tregues kryesor i kontaminimit fekal në ujërat e ëmbla (Van der Meulen *et al.,* 2022).

Escherichia coli përdoret si indikator për të vlerësuar pastërtinë e ujit nga kontaminimi fekal një kriter themelor për të konsideruar ujin si të menaxhuar në mënyrë të sigurt (WHO, 2020).

Ndotja e ujit favorizon zhvillimin dhe shpërndarjen e mikroorganizmave patogjenë që mund të transmetohen përmes tij. Një nga këta patogjenët kryesorë është *Escherichia coli* e cila lidhet ngushtë me sëmundjet e transmetueshme nga uji.

Ndotja e burimeve ujore nga patogjenët dhe infeksionet që pasojnë tek njerëzit përbëjnë sfida të rëndësishme për ruajtjen e cilësisë së ujit duke ndikuar negativisht edhe në vendet me zhvillim të lartë (Scott *et al.,* 2017).

Bakteret koliforme përdoren zakonisht si indikatorë të kontaminimit fekal pasi prania e tyre sinjalizon mundësinë e depërtimit të patogjenëve të lidhur me materialin fekal (Edberg *et al.,* 2000).

Ndotja e ujërave favorizon zhvillimin dhe shpërndarjen e mikroorganizmave patogjenë që mund të transmetohen përmes tij.

Shumë sëmundje infektive transmetohen përmes konsumimit të ujit të kontaminuar me mikroorganizma patogjenë. Ndër patogjenët më të zakonshëm që lidhen me sëmundjet me origjinë ujore përfshihen speciet e gjinisë *Shigella*, *Salmonella spp*., *Vibrio cholerae* dhe *Escherichia coli* (Tortora JG *et al.,* 2002).

1.4.5 Baktere oportuniste me potencial patogjen

Tre patogjenët oportunistë më të zakonshëm janë *Legionella pneumophila, Pseudomonas aeruginosa dhe Mycobacterium avium.* (Mark W Le Chevallier *et al* 2024)

Legionella pneumophila përfaqëson një bakter gram negativ me rëndësi të veçantë për shëndetin publik pasi konsiderohet shkaktari kryesor i legionelozës. Në aspektin

ekologjik ky mikroorganizëm është i përhapur në habitatet ujore natyrore ku identifikohet zakonisht në përqendrime të ulëta në liqene, lumenj, ujëra nëntokësore, burime termale, laguna dhe mjedise bregdetare (WHO, 2007; LeChevallier, M. W. 2025).

Ekosistemet ujore natyrore përfaqësojnë habitatin primar të *Legionella pneumophila* megjithatë karakteristikat e tyre fiziko-kimike zakonisht kufizojnë shumëzimin intensiv të bakterit. Në të kundërt sistemet artificiale të furnizimit dhe shpërndarjes së ujit ofrojnë kushte optimale për rritjen dhe persistencën e tij. Për këtë arsye WHO identifikon burimet natyrore të ujit si rezervuarë ekologjikë të mikroorganizmit, ndërsa sistemet artificiale si burimet kryesore të rasteve të legionelozës tek njerëzit (WHO, 2007).

Pseudomonas aeruginosa është një bakter gram negativ me natyrë oportuniste i cili gjendet gjerësisht në ekosistemet ujore natyrore dhe ato të krijuara nga njeriu. Ky mikroorganizëm konsiderohet një ndër patogjenët më të rëndësishëm të lidhur me infeksionet me origjinë ujore. Ai haset në ujërat sipërfaqësore, ujërat nëntokësore si dhe në sistemet e furnizimit me ujë të pijshëm. Një tipar karakteristik i tij është aftësia për t'u ngjitur në sipërfaqe të lagështa dhe për të formuar biofilm, strukturë që i rrit ndjeshëm qëndrueshmërinë ndaj dezinfektuesve dhe faktorëve të tjerë të stresit mjedisor (Letizia *et al*., 2025; Zhang *et al.,* 2025).

Pseudomonas aeruginosa ka aftësi të ndërveprojë me faktorët e ndryshëm mjedisorë si dhe me mikroorganizma të tjerë veçanërisht protozoarët. Ky bashkëveprim i mundëson rritje të qëndrueshmërisë dhe aftësi më superiore për të mbijetuar për periudha të gjata në mjediset ujore. Për shkak të kësaj rezistence dhe persistencës së lartë, ai konsiderohet një tregues i rëndësishëm i rrezikut mikrobiologjik në sistemet moderne të ujit. (Hayward, C.; Ross 2025)

Mycobacterium avium është një bakter acid-alkool rezistent i cili gjendet si në mjediset ujore natyrore ashtu edhe në sistemet artificiale të ujit. Ky mikroorganizëm klasifikohet si patogjen oportunist me rëndësi për shëndetin publik kryesisht prek zhvillimin e infeksioneve të traktit respirator. *Mycobacterium avium* karakterizohet nga një qëndrueshmëri e lartë në kushte me nivel të ulët ushqyesish dhe ka aftësinë të mbijetojë për një kohë të gjatë në sistemet ujore. Një tipar i rëndësishëm i këtij mikroorganizmi është aftësia e tij për ti rezistuar dezinfektuesve të zakonshëm siç është klori gjë që e bën të vështirë eliminimin e plotë të tij nga sistemet e shpërndarjes së ujit. Gjithashtu, *M. avium* mund të jetojë dhe të shumëzohet brenda amebave të lira në mjedisin ujor të cilat i shërbejnë si një mjedis mbrojtës duke i rritur mbijetesën dhe duke favorizuar përhapjen e tij në sistemet ujore (Falkinham, 2020; Honda *et al.,* 2024).

Klebsiella pneumoniae është një bakter gram-negativ pjesë e familjes *Enterobacteriaceae* i cili klasifikohet si një patogjen oportunist me rëndësi të madhe klinike. Ky mikroorganizëm është identifikuar gjithnjë e më shpesh në mjedise ujore veçanërisht në ujërat sipërfaqësore, ujërat urbane të ndotura dhe në impiantet e trajtimit të ujërave të zeza.

Studimet e fundit tregojnë se ai ka aftësi të mbijetojë për periudha të gjata në këto ekosisteme dhe njëkohësisht të shërbejë si rezervuar për gjenet e rezistencës antimikrobiale të cilat mund të shpërndahen nëpërmjet mjedisit ujor. Kjo e bën praninë e tij veçanërisht shqetësuese nga pikëpamja e shëndetit publik.

Nga këndvështrimi ekologjik dhe epidemiologjik identifikimi i *K. pneumoniae* në burimet ujore konsiderohet një tregues i ndotjes mikrobiologjike dhe i mundësisë së transmetimit

të rezistencës ndaj antibiotikëve tek njerëzit dhe mikroorganizmat e tjerë. Për këtë qëllim monitorimi i rregullt i ujërave sipërfaqësore dhe i atyre të ndotura po merr gjithnjë e më shumë rëndësi në vlerësimin e cilësisë mikrobiologjike të mjedisit ujor (Ilse Verburg *et al* 2024).

Një studim i publikuar në *Water Research* (2023) raportoi një nivel të lartë të pranisë së *Klebsiella pneumoniae* rezistente në ujërat e trajtuara dhe në lumenjtë që ndodhen pranë zonave urbane. Rezultatet sugjerojnë se proceset aktuale të trajtimit të ujërave nuk sigurojnë gjithmonë eliminimin e plotë të baktereve patogjene duke lejuar mbijetesën e tyre në mjedisin ujor pas trajtimit. (Huiyun Zou *et al* 2023).

Në vitin 2024 disa studime të tjera kanë evidentuar praninë e *Klebsiella pneumoniae* në ujërat sipërfaqësore dhe ato industriale kanë shfaqur rezistence ndaj antibiotikëve të ndryshëm. Këto gjetje mbështesin idenë se mjediset ujore mund të funksionojnë si zona grumbullimi dhe shpërndarjeje për bakteret me shumë rezistencë duke rritur potencialin e përhapjes së tyre në ekosistem dhe në shëndetin publik (Kai Yan *et al* 2024).

1.5 Krahasimi i dy metodave MPN-tubave të shumëfishtë dhe metodes me filtër membranore

Të dyja metodat janë efikase për analizimin, numërimin dhe vlerësimin e ndotjes së ujërave. Krahasimi midis dy metodave pasqyrohet në mënyrë të tillë ku vendosen avantazhet dhe disavantazhet. Metoda e filtrit membranorë është më e shpejtë në kohë e cila jep një rezultat paraprak brenda 18 orëve ndryshe nga metoda e tubave të shumëfishtë e cila është më e ngadaltë dhe kërkon një kohë më të gjatë diku tek 48 orë. Në dallim me metoden e filtrit membranorë që kërkon pak enë qelqi për kryerjen e analizimit dhe më pak punë metoda e tubave të shumëfishtë kërkojnë punë më intensive kërkon sasi të shumtë enësh dhe si rrjedhojë më shumë punë. Pavarësisht enëve të shumta që kerkon metoda me tuba të shumëfishtë kostoja e materialeve është jo shumë e kushtueshme e cila mundëson që shumë shtete të kenë akses në aplikimin e kësaj teknike dhe është realitivisht e thjeshtë ndryshe nga teknika e filtrit membranorë e cila është më e kushtueshme.

Figura 1.1. Metoda e fermentimit me shumë tuba për analizën mikrobiologjike të ujit (O.Luka)

Avantazhi kryesorë i metodes me tuba të shumëfishtë është që aplikohet tek të gjitha ujërat ndryshe nga teknika e filtrit membranore e cila nuk aplikohet tek ujërat që kanë turbullirë të lartë. Rezultatet e marra nga numërimi i kolonive të metodës me filtrin membranore është më preciz pra më i saktë dhe kërkon më shumë terren të ngurtë, ndryshe nga metoda me tuba të shumëfishtë e cila rezultatet përftohen nga një përafrim statistikorë pra një precizion më i ulët dhe kërkojnë sasi të limituar të terreneve të ngurta (APHA, 1992).

Figura 1.2. Metoda me filtrin membranorë për analizën mikrobiologjike të ujit (O.Luka)

1.6 Korrelacioni midis parametrave fizikio kimike dhe mikrobiologjike

Studimet kanë identifikuar se faktorët mjedisorë kryesorë, si temperatura dhe pH, ndikojnë ndjeshëm në shpërndarjen e *Escherichia coli*. Këta faktorë së bashku me ndryshimet klimatike ndikojnë jo vetëm në përhapjen e baktereve por edhe në karakteristikat e tyre të virulencës dhe rezistencës ndaj antibiotikëve duke krijuar implikime të rëndësishme për shëndetin publik (Aya El *et al.,* 2025).

Faktorët abiotikë si temperatura, përqendrimi i lëndëve ushqyese dhe niveli i kripësisë paraqesin variabilitet të vazhdueshëm në ujërat sipërfaqësore si në aspektin hapësinor ashtu edhe në atë kohor. Këto ndryshime mund të vërehen në thellësi të larmishme të trupave ujorë ose në segmente të ndryshme të rrjedhës së tyre (Neneng L *et al.,* 2020).

Në mënyrë të ngjashme ndryshimet në temperaturë në nivelet e oksigjenit të tretur dhe në qarkullimin e lëndëve ushqyese në ekosistemet ujore mund të influencojnë në strukturën dhe dinamikën e komuniteteve mikrobike duke çuar në riorganizimin e tyre në mjedise të ndryshme ujore (Kearns P *et al.,* 2016).

Në fazën përfundimtare të vlerësimit të rrezikut mjedisor analizohen të dhënat mbi ekspozimin ndaj ndotësve në kombinim me faktorë të tjerë ndikues me qëllim përcaktimin e mundësisë së shfaqjes së efekteve të dëmshme në mjedis. Një element thelbësor i kësaj faze është vlerësimi i nivelit të pranueshmërisë së rrezikut dhe identifikimi i ndikimeve potenciale mbi ekosistemet ujore (Carvalho *et al.,* 2019).

Në këtë kuadër Parlamenti Evropian dhe Këshilli i Bashkimit Evropian kanë zhvilluar dhe zbatuar politika specifike për kontrollin e ndotjes së ujit të fokusuara në ndotës të veçantë ose grupe ndotësish me rrezik të lartë për mjedisin ujor. Këto masa synojnë gjithashtu reduktimin e rreziqeve që këta ndotës mund të shkaktojnë në burimet ujore të përdorura për prodhimin e ujit të pijshëm (Halleux, 2023).

1.7 Cilësia e ujërave sipërfaqësore në Evropë dhe Shqipëri

Raporti i Agjencisë Europiane të Mjedisit (EEA) për sezonin e banjës 2024 i publikuar në qershor 2025 mbulon mbi 22.000 vende plazhi dhe liqenesh në Evropë duke përfshirë Shqipërinë, Zvicrën dhe 27 vendet e Bashkimit Evropian dhe i krahason ato me kërkesat e Direktivës për Cilësinë e Ujërave të Banjës.

Sipas këtij raporti:
•96% e ujërave të banjës në Europë përmbushin standardet minimale të cilësisë.

•Rreth 85% e vendeve janë vlerësuar me cilësinë më të lartë (“excellent”), bazuar në

analizat mikrobiologjike të indikatorëve të ndotjes fekale si *E. coli* dhe *enterokoket* (EEA, 2025).

Sipas raportit të Agjencia Europiane të Mjedisit për sezonin e banjës 2024 Shqipëria renditet e fundit në mesin e vendeve të përfshira në analizë që përfshijnë 27 vendet e Bashkimit Evropian, Zvicrën dhe vetë Shqipërinë për sa i përket cilësisë së ujërave të banjës. Vetëm rreth 16% e pikave të banjës në Shqipëri morën vlerësimin më të lartë "excellent" një përqindje dukshëm më e ulët krahasuar me shumicën e vendeve evropiane ku mesatarja arrin rreth 85%.

Kjo tregon se shumica e lokacioneve nuk arrijnë standardet e performancës së lartë të vendosura nga Direktiva Europiane për Cilësinë e Ujërave të Banjës. Nga ana tjetër rreth 22.7% e vendeve të monitoruara u klasifikuan si "poor" (cilësi e dobët) një nivel shumë më i lartë se mesatarja europiane prej vetëm 1.5%. Kjo tregon se një pjesë e konsiderueshme e ujërave të banjës në Shqipëri nuk përmbush kriteret minimale të sigurisë dhe cilësisë, duke paraqitur sfida serioze për shëndetin publik dhe menaxhimin e turizmit ujore (EEA, 2025).

Për sa i përket trendeve shqetësues për Shqipërinë në raport me vitin 2023 Shqipëria shënoi një reduktim të ndjeshme të përqindjes së ujërave të banjës të vlerësuar si "excellent" në 2024 nga 41.6% në 2023 në 16% në vitin pasardhës. Ky zhvillim tregon një përkeqësim të dukshëm të cilësisë së ujërave të banjës në vend dhe përbën një tregues shqetësues për shëndetin publik dhe menaxhimin e burimeve ujore (Agjencia Evropiane e Mjedisit, 2025).

Rritja progresive e kërkesës për ujë e ndikuar nga proceset e urbanizimit, dinamikat demografike dhe ndikimet e ndryshimeve klimatike ka intensifikuar ndjeshëm normat e shfrytëzimit të burimeve ujore shpesh në mungesë të mekanizmave efektivë rregullatorë dhe institucionalë. Si pasojë e shfrytëzimit të tepërt ka çuar në ulje të konsiderueshme të niveleve të ujërave nëntokësor, reduktim të prurjeve sipërfaqësore, fenomene të fundosjes së tokës, rritje të kostove operative të pompimit, si dhe degradim të cilësisë së ujit dhe të integritetit ekologjik të ekosistemeve të lidhura me to (Lall *et al.,* 2020).

1.8 Direktivat evropiane dhe kuadri ligjor për cilësinë e ujërave

Direktivat kornizore për ujërat (Water Franework Directives) janë pjesë kryesore e legjislacionit të Bashkimit Europian unike që synojnë menaxhimin dhe mbrojtjen e burimeve ujore. Direktiva 2000/60/EC e Parlamentit Europian dhe e Këshillit e datës 23 tetor 2000 e njohur si Direktiva e Kuadërit për Ujërat, vendoset për zbatim dhe është themeli i legjislacionit europian për menaxhimin e ujërave siperfaqesore dhe nëntokësore dhe ka ndikuar në implementimin e legjislacionit të shteteve anëtare të Bashkimit Europian.

Qëllimi i direktives është analizimi shkencor dhe pjesëmarrja më e gjerë e publikut në proceset përkatëse si dhe informimi i saktë për rezultatet e monitorimit të cilësisë së ujërave të larjes dhe masat e menaxhimit të rrezikut.

Direktiva 76/160/EEC që nga viti 1970 ka ndikuar në përmirsimin e cilësisë së ujërave larës.

Tabela 1.1. Klasifikimi i ujërave bregdetare dhe të ëmbel sipas Direktives 76/160EEC

Direktiva	Lloji i ujit	Parametër	Cilësi e Shkelqyer	Cilësi e Mirë	Cilësi e Mjaftueshme
76/160/EEC	Detarë dhe i ëmbë	Koliformet total Koliformet fekal Streptokoku fekal	500 100 100	10.000 2000	

Burimi: Direktiva 76/160/EEC

Nga Direktiva 76/160/EEC u evidentuan mangësi si mungesa e përkufizimit për "banjë" dhe mekanizmave për identifikimin e zonave të banjës çka çoi në miratimin e direktivës së re 2006/7/EC.

Direktiva 2006/7/EC përcakton dispozitat për monitorimin dhe klasifikimin e cilësisë së ujërave të larjes, menaxhimin e cilësisë dhe informimin e publikut. Bashkimi Europian përdor dy lloje baktereve treguese fekale, *Escherichia coli* dhe *enterokokët intestinalë* për të vlerësuar cilësinë e ujërave rekreative dhe për të analizuar rreziqet e mundshme shëndetësore për përdoruesit e këtyre zonave ujore. Termi *streptokok fekal* me direktivën e re zëvëndësohet me termin *enterokokë intestinal*. OBSH propozon *enterokokët intestinal* si treguesin më të mirë për ndotjen mikrobiologjike të ujërave bregdetare dhe *Escherichia coli* për ujërat e ëmbla. Ujërat klasifikohen sipas niveleve të tyre të cilësisë: shkëlqyer, mirë, mjaftueshëm, keq dhe në rast klasifikimi 'keq' për pesë vite rresht vendoset ndalim i përhershëm i larjes. Vëzhgimi afatgjatë është i nevojshëm për klasifikim real ndërsa krahas analizave mikrobiologjike propozohen edhe tregues fiziko-kimikë si pH, turbullira dhe kripësira për vlerësim më të shpejtë të ndotjes (EU, 2006; WHO, 2021).

Tabela 1. 2. Klasifikimi i ujërave bregdetare dhe të ëmbel sipas Direktivës 2006/7EC

Direktiva	Lloji i ujit	Parametër	Vlera (CFU ose MPN/100ml)	Bazuar në vlerësim
Direktiva e re 2006/7EC	Detarë	Escherichia coli	250* Cilësi e Shkelqyer 500* Cilësi e Mirë 500** Cilësi e Mjaftueshme Kur tejkalon standartet e Mjaftuesheme- Cilësi e keqe	* 95% ** 90%
Direktiva e re 2006/7EC	I ëmbël	Escherichia coli	500 Cilësi e Shkelqyer 1000 Cilësi e Mirë 900 Cilësi e Mjaftueshme >1000 Cilësi e keqe	* 95% ** 90%
Direktiva e re 2006/7EC	Detarë	Enterokokë intenstinal	100 Cilësi e Shkelqyer 200 Cilësi e Mirë 185 Cilësi e Mjaftueshme >200 Cilësi e keqe	* 95% ** 90%
Direktiva e re 2006/7EC	I ëmbël	Enterokokë intenstinal	200 Cilësi e Shkelqyer 400 Cilësi e Mirë 330 Cilësi e Mjaftueshme >400 Cilësi e keqe	* 95% ** 90%

Burimi: Direktiva e re 2006/7EC

*Bazuar në vlerësimin 95%
** Bazuar në vlerësimin 90%

Direktiva e BE-së rekomandon vendosjen e sinjalistikës me simbolet përkatëse për të informuar publikun në mënyrë të qartë dhe efektive lidhur me zonat ku lejohet larja ose ndalohet ajo. Kjo masë synon të garantojë mbrojtjen e shëndetit publik.

Figura 1.3. Simbolet udhëzuese për larje ose ndalim larje në ujëra sipërfaqësorë (Environment Agency-Bathing Water Quality)

Direktiva e Këshillit Europian 98/83/EC përcakton standardet për ujin e pijshëm me qëllim mbrojtjen e shëndetit të njeriut duke mos lejuar përmbajtjen, zero koloni prezente të *Escherichia coli* dhe *enterokokëve intestinal* në 100 ml ujë të pijshëm.

Në përshtatje me këtë legjislacion, *(acquis comunitaire)* Republika e Shqipërisë ka implementuar vendimin Nr 379, Neni 6 pika 1 dhe 2, datë 25.05.2016 për miratimin e rregullores *"Cilësia e ujit të pijshëm"*.

Tabela 1.3. Parametrat mikrobiologjik mbi cilësinë e ujit për konsum njerëzor

Direktiva	**Lloji i ujit**	**Indikatorë/Parametër**	**Vlera (limitet)**
Direktiva 98/83EC	Uje per konsum njerëzor	*Escherichia coli*	0/100 ml
Direktiva 98/83EC	Uje per konsum njerëzor	*Enterococci Intenstinal*	0/100 ml

Burimi: Direktiva 98/83EC

Për vlerësimin e cilësisë së ujërave është "*Direktiva e Kuadrit për Ujin"* (DKU/ WFD-2000/60/EC) për parametrat fiziko-kimike.

Tabela 1.4. Direktiva e Kuadrit për Ujin (DKU/ WFD-2000/60/EC)

Parametri	**Klasa e cilësisë mjedisore-Vlerat e limiteve**				
	I	**II**	**III**	**IV**	**V**
	humë i mirë	**Mirë**	**Moderuar**	**I dobet**	**Shumë i dobet**
NH4	<0.05	<0.3	<0.6	<1.5	>1.5
NO2	<0.01	<0.06	<0.12	<0.3	>0.3
NO3	<0.8	<2	<4	<10	>10
PO4	<0.05	<0.10	<0.2	<0.5	>0.5
pH (acid)		>6.5	>6		
pH(alkalin)		<8.5	<9		

Burimi: (DKU/ WFD-2000/60/EC)

Tabela 1.5. Klasifikimi i cilesisë së ujërave të ëmbla natyrore për parametrat e përgjithshme sipas Institutit Norvegjez për Kërkime mbi Ujërat -NIVA

Parametri	Klasa e cilësisë mjedisore				
	I	II	III	IV	V
	Shumë i mirë	Mirë	Mesatarë	I keq	Shumë i keq
P total (µg/l)	< 7	7 – 11	11 – 20	– 50	>50
Klorofila a (µg/l)	< 2	2 – 4	4 – 8	8 – 20	>20
Disku Secci (m)	>6	4 – 6	2 – 4	1 – 2	<1
odhimi parësor (g C/m^2.vit)	< 25	25 – 50	50 – 90	90 – 150	>150
Azoti total (µg/l)	< 300	300 – 400	400 – 600	600 – 1200	>1200
TOC (mgC/l)	<2.5	2.5 – 3.5	3.5 – 6.5	6.5 – 15	>15
pH	>6.5	6.0 – 6.5	5.5 – 6.0	5.0 – 5.5	<5.0
Turbullira (NTU)	<1	1-5	5-10	10-20	>20
dët pezull (mg/l)	<1.5	1.5 – 3	3 – 5	5 – 10	>10

Burimi:(Bratli 2000)

1.9 Karakteristikat e përgjithshme të ujërave sipërfaqësore në rajonin e Shkodrës

Ujërat në Shqipëri përbëhen nga një rrjet i pasur lumenjsh, liqenesh dhe burimesh nëntokësore të cilat luajnë një rol thelbësor në furnizimin me ujë të pijshëm, bujqësi dhe ekosisteme natyrore (European Environment Agency, 2020).

Figura 1.4. Harta e rrjetit hidrografik të Shqipërisë (GISGeography- Albania River Map)

Rajoni i Shkodrës përfaqëson një nga zonat më të pasura në Shqipëri për sa i përket burimeve ujore sipërfaqësore dhe nëntokësore duke krijuar një sistem hidrografik kompleks dhe me rëndësi të lartë ekologjike, ekonomike dhe shëndetësore (Pano & Frashëri, 2016).

Figura 1.5. Vendndodhja gjeografike e rajonit të Shkodrës në Shqipëri

(ASIG – Autoriteti Shtetëror për Informacionin Gjeohapësinor (Albanian National Spatial Data Infrastructure)

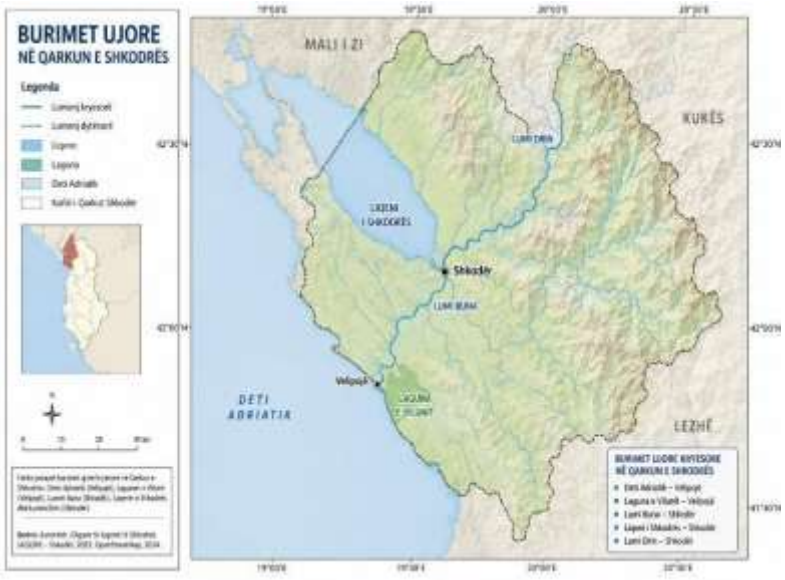


Figura 1.6. Burimet kryesore ujore në Shkodër (ADLSH 2023)

Liqeni i Shkodrës është liqeni më i madh në Gadishullin Ballkanik dhe përfaqëson një ekosistem të rëndësishëm jo ekskluzivisht për Shqipërinë por edhe në aspektin rajonal. Liqeni i Shkodrës ndodhet në veriperëndim të Shqipërisë në kufirin me Malin e Zi dhe shtrihet pjesërisht brenda territorit shqiptar me një sipërfaqe prej rreth 149 km². Është një rezervuar i biodiversitetit dhe një rrugë migrimi për shumë specie në rajon (Shumka *et al.,* 2013).

Figura 1.7. Rajoni i Shkodrës dhe burimet kryesore ujore (Google earth 2026)

Liqeni i Shkodrës është i pasur me bimë dhe kafshë dhe përfaqëson një habitat të rëndësishëm për një larmi speciesh përfshirë zogjtë, peshqit, jovertebrorët, amfibët dhe gjitarët duke përfshirë lloje të rralla dhe të rrezikuara (Keukelaar *et al.,* 2006).

Liqeni i Shkodrës është zonë e rëndësishme IBA për shpendët në Evropë (afro 40 lloje shpendësh ujorë) dhe për llojin globalisht të kërcënuar *Phalacrocorax pygmeus*. Ai mbështet mbi 200 lloje shpendësh shtegtarë me rëndësi ndërkombëtare. Gjithashtu është i pasur me larmi kafshësh ujore dhe bimë (Qendra Rajonale Mjedisore Shqipëri; RAMSAR, 2010).

Në Liqenin e Shkodrës dhe pellgun e tij ujëmbledhës janë evidentuar 283 specie shpendësh prej të cilëve 168 janë të habitateve ujore. Prej këtij numri më tepër se gjysma janë folezuese (D,. Dhora, 2016).

Liqeni i Shkodrës është pjesë e Rezervave të Biosferës së UNESCO-s në kuadër të programit “Man and the Biosphere” (MAB) duke u njohur si një ekosistem me rëndësi të lartë për biodiversitetin dhe funksionimin ekologjik në Ballkanin Perëndimor (UNESCO, 2026).

Zona karakterizohet nga biodiversitet i pasur dhe habitate të ndryshme ujore e tokësore me specie të shumta edhe të rralla dhe të mbrojtura. Luan rol kyç në rregullimin hidrologjik, ruajtjen e ekuilibrave ekologjikë dhe ofrimin e shërbimeve ekosistemike si furnizimi me ujë dhe peshkimi tradicional.

Figura 1.8. Pamje e liqenit të Shkodrës në Shirokë (O. Luka)

Agjencia e Zonave të Mbrojtura paraqet liqenin e Shkodrës dhe lumin Buna-Velipojë si zona me larmi të madhe të bashkësive të bimëve. Ky diversitet krijon një mozaik kompleks habitatesh të lidhura me ndryshime gjeologjike. Vegjetacioni i ligatinave është jashtëzakonisht i pasur dhe i larmishëm. Më 2 shkurt 2006 Konventa e Ramsarit përfshiu liqenin e Shkodrës, lumin Buna dhe rezervatin e Velipojës (sipërfaqja prej 496 km²) në listën e ligatinave me rëndësi ndërkombëtare.

Figura 1.9. Lumi Buna zonë e mbrojtur dhe fauna e gjitarëve në rezervatin e Velipojës (O. Luka)

Me VKM nr. 60, datë 26.1.2022 u miratua ndryshimi i sipërfaqes së ekosistemit natyror/ligatinor të liqenit të Shkodrës i shpallur si rezervat natyror i menaxhuar (kategoria IV e zonave të mbrojtura). Sipërfaqja u ndryshua nga 26 535 ha në 24 049.75 ha.

Lumi Buna është i vetmi lum në Shqipëri me një deltë të vërtetë natyrore. Zona ligatinore e grykëderdhjes Buna-Velipojë përfshin një trekëndësh toke midis lumit Buna, detit dhe skajit perëndimor të Velipojës. Lumi Buna krijon një kompleks të rëndësishëm ligatinor ku spikat laguna e Vilunit e cila është një ndër ekosistemet më të veçanta të zonës. Lumi Buna në Velipojë është peizazh i mbrojtur, Kategoria e V (IUCN). Kjo zonë natyrore e veçantë është përfshirë në listën e ligatinave me rëndësi ndërkombëtare si habitate të

shpendëve ujorë bazuar në VKM nr. 683 datë 2.11.2005. Gjithashtu ajo përbën një zonë me rëndësi për shpendët pjesë e rrjetit IBA e përcaktuar si habitat i shpendëve migratorë sipas urdhrit të Ministrit të Mjedisit nr. 283 datë 10.04.2013.

Figura 1.10. Lumi Buna në segmentin kufitar ndërmjet Shqipërisë dhe Malit të Zi (O. Luka)

Sipërfaqja e peizazhit të mbrojtur përfshin 40 km gjatësi të lumit Buna dhe 8 km të lumit Drin me një sipërfaqe të përgjithshme prej 21.678.85 ha. Ajo përfshin lumin Bunë dhe zonën bregdetare ligatinore të Velipojës (Zonat e mbrojtura detare dhe bregdetare në Shqipëri 2015).

Ndërsa laguna e Vilunit ndodhet në skajin jugor të fushës së Velipojës dhe është e ndarë nga deti nëpërmjet brezit litoral. Ajo dallohet për një biodiversitet të pasur dhe të larmishëm veçanërisht në shpendë. Përfaqëson një ekosistem të rëndësishëm brenda kompleksit ligatinor të zonës së Bunës dhe Velipojës dhe përdoret për peshkim, ujitje dhe turizëm.

Figura 1.11. Ekosistemi i lagunës së Vilunit (O. Luka)

1.10 Turizmi natyror në Qarkun e Shkodrës

Për turizmi natyrore, kryeson zona e Shkodrës me rreth 26% të totalit të vizitorëve. Qarku i Shkodres ka terhequr shumicën e vizitorëve në zonat e mbrojtura në Shqipëri.

Statistikat e Ministrise së Turizmit dhe Mjedisit tregojnë se gjatë periudhës Janar-Gusht 2024 ky qark u vizitua nga 1 milion përsona që përben 26% të totalit të vizitorëve në zonat e mbrojtura të cilen në 8 mujorin e parë kanë arritur në 3.8 milione. Ky numer shenon një rritje prej 2% krahasuar me të njejten periudhë të vitit 2023.

Të dhënat mbi vizitueshmërinë në rezervatet dhe parqet natyrore tregojnë se gjatë muajit gusht 2023, Syri i kaltër (34%) ka pasur numrin më të larte të vizitorëve e ndjekur nga liqeni i Shkodres (21%). Numri i vizitorëve në peisazhet e mbrojtura të Shqipërisë tregon se lumi Buna-Velipojë (56%) ka qënë destinacioni me interes më të madh i ndjekur nga liqeni i Pogradecit (24%) (MMT 2024)

Gjithashtu përdorimi i ujërave siperfaqësorë si: përdorimi i plazheve përfshirë notin ofron shumë përfitime pozitive për shëndetin (Broman *et al.* 2006; Rotstein *et al.,* 2008; Cox et al., 2010).

Aktivitetet rekreative luajnë një rol të rëndësishëm në aspektin socio-ekonomik, duke ndikuar në zhvillimin e turizmit, rritjen e tregtisë dhe përmirësimin e shëndetit publik. (De Florio *et al.,* 2018).

Liqeni i Shkodrës është një nga destinacionet më të rëndësishme turistike natyrore në Shqipëri dhe në rajonin e Ballkanit. Aktivitetet më të zakonshme turistike përfshijnë shëtitjet me varka, kajak, peshkimin sportiv, vëzhgimin e shpendëve dhe vizitat në fshatrat përreth si Shiroka dhe Zogaj. Zona është gjithashtu e lidhur ngushtë me trashëgiminë kulturore dhe historike të Shkodrës duke e bërë një destinacion që kombinon natyrën me kulturën lokale (AKT, 2025).

Figura 1.12. Pamjet e liqenit të Shkodrës (O. Luka)

Lumi Buna përbën një hapësirë natyrore me rëndësi të madhe turistike sepse lidh liqenin e Shkodrës me detin dhe krijon kushte të favorshme për biodiversitet. Në këtë zonë zhvillohen aktivitete rekreative dhe eksplorimin e shpendëve veçanërisht në zonat e lagunave dhe deltës. Përveç vlerave natyrore lumi shërben edhe si atraksion për turizmin ekologjik duke tërhequr vizitorë që kërkojnë përvoja të qeta dhe të lidhura me natyrën (Ramsar Convention Secretariat, 2021; AKT, 2025).

Figura 1.13. Lumi Buna peizazh i mbrojtur (O. Luka)

Laguna e Vilunit konsiderohet një hapësirë natyrore me rëndësi të veçantë për turizmin ekologjik për shkak të biodiversitetit të pasur dhe rolit të saj si strehë për shumë lloje shpendësh. Vizitorët tërhiqen kryesisht nga mundësia për të eksploruar një mjedis të qetë natyror për të bërë shëtitje dhe për të vëzhguar faunën e lagunës. Pozicioni i saj pranë zonës turistike të Velipojës e bën atë një destinacion shtesë të rëndësishëm brenda ofertës turistike të bregdetit shqiptar. Laguna e Vilunit është shpallur zonë e mbrojtur në kuadër të ruajtjes së ekosistemeve natyrore dhe biodiversitetit të pasur. Ajo është gjithashtu e përfshirë në Konventën Ramsar si një ligatinë me rëndësi ndërkombëtare (Ramsar Convention Secretariat, 2021; AKT, 2025).

Figura 1.14. Laguna e Vilunit (O. Luka)

1.11 Ndikimi i cilësisë se ujërave në transmetimin e sëmundjeve infektive me burim uji në shëndetin publik

Uji përbën një nga burimet më të përdorura nga njerëzit por njëkohësisht është edhe një ndër rrugët kryesore të përhapjes së sëmundjeve infektive. Për këtë arsye garantimi i cilësisë së tij është një element kyç për mbrojtjen dhe ruajtjen e shëndetit publik (Madigan, T.M., *et al.,* 2010).

Sipas UNHRC (2024) menaxhimi i qëndrueshëm i ujërave sipërfaqësore dhe nëntokësore është thelbësor për të siguruar furnizim të vazhdueshëm, të sigurt dhe të barabartë për të

gjithë popullsinë. Rezoluta thekson rëndësinë e zbatimit të standardeve të cilësisë së ujit, përmirësimin e infrastrukturës së ujësjellësit dhe higjienën si dhe integrimin e politikave të menaxhimit të ujit në planifikimin urban dhe rural. Në këtë kontekst ruajtja dhe përdorimi i qëndrueshëm i burimeve ujore lidhet drejtpërdrejt me shëndetin publik, sigurinë ushqimore, qëndrueshmërinë ekologjike dhe zhvillimin socio-ekonomik duke e bërë menaxhimin efektiv të ujërave sipërfaqësore dhe nëntokësore një komponent kritik për realizimin e të drejtave të njeriut dhe për sigurimin e qëndrueshmërisë së sistemeve ujore (UNHRC, 2024).

Sipas një raporti të publikuar nga UNESCO dhe prezantuar në Konferencën e OKB-së për Ujërat 2023, 2 miliardë njerëz (26% e popullsisë) nuk kanë akses në ujë të pijshëm të sigurt ndërsa 3.6 miliardë (46%) nuk kanë kanalizime të menaxhuara në mënyrë të sigurt. Mungesa e mundësisë për të pasur qasje në ujë të pastër dhe sisteme kanalizimesh të sigurta favorizon përhapjen e sëmundjeve të tilla si kolera, trakoma, shistosomiaza dhe helminthiaza (Lin *et al.,* 2022). Aktualisht rreth 780 milionë njerëz në mbarë botën nuk kanë qasje në ujë të pastër një situatë që shkakton probleme të shumta shëndetësore veçanërisht sëmundjet e transmetueshme përmes ujit (Kumar *et al*., 2022).

Në vitin 2022 rreth 1.7 miliardë njerëz kishin qasje në burime uji të pijshëm të kontaminuar me fekale. Ky kontaminim mikrobiologjik përbën rrezikun kryesor për sigurinë e ujit të pijshëm dhe lidhet me shfaqjen e sëmundjeve infektive përfshirë diarretë, kolerën, dizenterinë, tifoidin dhe poliomielitin. Ekspozimi ndaj ujit të kontaminuar me fekale është një nga shkaqet kryesore të sëmundjeve të lidhura me ujin në mbarë botën (WHO, 2023).

Sëmundjet infektive që përhapen përmes ujit ndikojnë në rreth 1.8 miliardë persona në botë dhe shkaktojnë mbi 3 milionë vdekje çdo vit kryesisht për shkak të komplikimeve të diarresë (WHO, 2016). Organizata Botërore e Shëndetësisë (OBSH) ka vlerësuar se çdo vit 485.000 vdekje janë të lidhura me sëmundje diarreike, kryesisht të shkaktuara nga ushqimi dhe uji të cilat janë të kontaminuara me patogjenë si *Escherichia coli* (WHO, 2023). Sëmundjet diarreike përfaqësojnë rreth 3.6% të barrës globale të sëmundjeve serioze duke nënvizuar rolin thelbësor që ka sigurimi i ujit të pijshëm të pastër dhe të sigurt në mbrojtjen e shëndetit publik (Murray, C.J., 2012; Clasen, T.F., 2015).

Bazuar në raportin e Organizatës Botërore të Shëndetësisë të 2023 rreth 1.4 milionë vdekje në vit mund të parandalohen nëse sigurohet akses i mjaftueshëm në ujë të pijshëm të sigurt, shërbime sanitare dhe kushte të përshtatshme higjienike (WHO, 2023). Sigurimi i ujit të pastër dhe të mjaftueshëm ndihmon në mbajtjen e higjienës, një faktor kyç për parandalimin e sëmundjeve diarreike, infeksioneve të frymëmarrjes dhe disa sëmundjeve tropikale të neglizhuara. Nga ana tjetër konsumimi i ujit të kontaminuar mikrobiologjikisht rrit rrezikun për sëmundje si diarretë, kolera, dizenteri, tifoid dhe poliomielit, duke kontribuar në rreth 505.000 vdekje të lidhura me diarretë çdo vit globalisht (WHO, 2023). Një hap kyç për të përmirësuar këtë gjendje është të sigurohet që të gjithë qytetarët të kenë qasje në shërbime të sigurta dhe të mjaftueshme për ujë të pijshëm. Sipas Organizatës Botërore të Shëndetësisë kjo është e domosdoshme për të mbrojtur shëndetin për të rritur mirëqenien e përgjithshme dhe për të parandaluar sëmundjet që transmetohen përmes ujit (WHO, 2024).

Ndotja mikrobiale e ujërave nga burime të ndryshme si rrjedhjet e ujërave të zeza, rrjedhjet bujqësore, blegtorale dhe industriale përbën një kërcënim të madh për shëndetin publik dhe mund të dëmtojë përfitimet shëndetësore dhe ekonomike të lidhura me këto burime (USEPA, 2009; Fewtrell L., Kay D., 2015). Sëmundjet e shkaktuara nga uji mund

të përhapen në një numër të madh njerëzish ose në një zonë specifike gjeografike. Disa patogjenë që transmetohen përmes ujit të pijshëm të kontaminuar mund të çojnë në sëmundje serioze dhe në disa raste të rrezikojnë jetën. Prandaj dhe në studimin tonë kemi përfshirë infeksionet për të analizuar si influencojnë ndotja e ujërat tek larësit në këto ujëra rekreativë. Përdorimi i ujit në mënyrë jo të qëndrueshme mund të shkaktojë pasoja të rëndësishme dhe të dëmshme për shëndetin e njeriut.

Marrëdhënia midis ekspozimit në ujërat rekreativ dhe rrezikut të sëmundjeve ka qenë objekt i shumë studimeve epidemiologjike që nga viti 1950. Nga studimet e shumta është raportuar se ekspozimi ndaj ujërave të ndotur me material fekal rrit rrezikun e sëmundjeve (Pruss A 1998; Wade TJ, Pai N 2003). Vlen të theksohet që sipas studimeve të fundit është raportuar se edhe në ujërat e banjës që konsideroheshin të ishin të cilësisë së mirë individët që laheshin ishin potencial të rrezikuar për të përjetuar sëmundje gastrointestinale së bashku me infeksione të frymëmarrjes dhe sëmundje të veshit dhe syve (Colford JM et al., 2007; Papastergiou P et al., 2012;).

Në vitin 2003 u bë një rishikim të studimeve epidemiologjike ku rezultoi që veçanërisht *Enterococcus spp.* dhe *Escherichia coli* janë tregues fekalë të lidhur me sëmundje gastrointestinale (GI) në ujërat rekreative (Wade TJ *et al.,* 2003). Shkalla e sëmundjeve varet nga disa faktorë duke përfshirë shkallën e ndotjes së ujit, kohëzgjatjen, llojin e ekspozimit, gjendjen imunitare si dhe faktorë të tjerë (Bartram & Rees 2000).

Gëlltitja e baktereve në ujërat e zeza paraqet rreziqe të rëndësishme për shëndetin duke përfshirë sidomos infeksionet e traktit gastrointestinal (Jang *et al.,* 2017). Në mjedise me shkallë të lartë të infeksionit enterik dhe menaxhim joadekuat të mbetjeve fekale *E. coli* në ujin e pijshëm (por jo koliformët e tjerë) shpesh është shoqëruar me rritje të rrezikut të sëmundjes (Ercumen *et al.,* 2017).

Në mënyrë të ngjashme rreziqet shëndetësore të përdorimeve rekreative të ujërave sipërfaqësore janë gjetur të rriten me dendësinë e FIB-së por në përgjithësi vetëm në vende me hyrje të njohura fekale njerëzore ose në kushte me rrezik të lartë siç është pas reshjeve ose heqjes së barrierave fizike (Wade *et al.,* 2003; Fewtrell & Kay, 2015; Leonard et al., 2018). FIB-ja e gjetur të korrelojë me rreziqet shëndetësore gjithashtu ndryshon shumë sipas vendit (Griffith, 2016). Prania e njëkohshme e patogjenëve enterikë dhe FIB-së në ujërat e ambientit është në rastin më të mirë e paqëndrueshme (Wu *et al.,* 2011; Korajkic *et al.,* 2018) dhe FIB-të e përdorura zakonisht dihet se vazhdojnë dhe rriten në mjedis (Ishii & Sadowsky, 2008).

Gjithashtu kërcënimi në rritje i rezistencës antimikrobike po e bën edhe më të rëndësishme uljen e shkallës së infeksioneve në të gjithë globin veçanërisht infeksionet që kërkojnë trajtim me antibiotikë dhe identifikimin e mjediseve të kontaminuara me patogjenë rezistentë ndaj antibiotikëve (WHO, 2015; CDC, 2019). Megjithatë përfshirja direkte me ujin mund të shërbejë si një rrugë kryesore e ekspozimit ndaj mikroorganizmave potencialisht patogjenë duke përfshirë ata që natyrshëm gjenden në ujë të cilët mund të shkaktojnë sëmundje të transmetueshme përmes ujit (Fewtrell *et al.,* 2015).

Vëzhgimi i vazhdueshëm i cilësisë së ujit u mundëson institucioneve shëndetësore të identifikojnë rreziqet për komunitetin të informojnë qytetarët në kohë dhe të përmirësojnë strategjitë e menaxhimit të burimeve ujore. Kjo është veçanërisht e rëndësishme në vendet me kapacitete dhe infrastrukturë të kufizuar (WHO, 2022).

1.12 Impjanti i trajtimit të ujërave të zeza në Velipojë dhe Shirokë

Në qytetin e Shkodrës janë të ndertuar dhe në funksion dy impiante për trajtimin e ujrave të ndotura një në Velipojë dhe një në Shirokë. Qëllimi i krijimit të këtyre impjanteve është të përmirësojnë kushtet e jetesë së qytetarëve, uljen e ndotjes së ujërave sipërfaqësore dhe nëntokësore. Po ashtu sigurojnë zhvillimin e ekonomisë dhe turizmit si edhe mbrojtjen e natyrës dhe vetë shendetit publik. Impjanti i ujrave të ndotura në Velipoje ka një sipërfaqe prej rreth 2.8 ha dhe është projektuar për të trajtuar deri në 15.800 m^3 ujë në ditë (AKUM).

Në vitin 2016 është vendosur në funksion e cila është financuar nga Bashkimi Europian me një vlerë prej 3.5 milion euro. (Sh.a Ujësjellës kanalizimeve Shkodër). Ky është një investim shumë i rëndësishëm për vitalizimin e zonës turistike të Velipojës dhe përmirësimin e jetës së banorëve të saj. Impjanti në Velipoje ka një teknologji mjaft të avancuar. Ka një staf realitivisht të vogël sepse gjithçka është e automatizuar. Pjesa e stafit në këtë impjant përbëhet nga teknikë mekanikë, inxhinier elektrikë, biolog dhe kimistë që mbulojnë laboratorin. Ky impjant ka një sistem miks, ujrat e zeza dhe shirat së bashku. Kjo është një disavantazh për impjantin sepse trajton edhe ujërat e shiut e cila përbën një kosto shtesë.

Figura 1.15. Sistemi i kanalizimit dhe impjanti i përpunimit të ujërave të zeza në Velipojë. (O. Luka)

Ujërat e zeza kalojnë në trajtimin fizik, kimik dhe biologjikë. Kolektori kryesor i ujërave të zeza funksionon normalisht, ndonëse mbetet ende punë për të bërë në lidhje me kanalet sekondare dhe terciale. Ujërat e zeza mbërrijnë tek ky impiant me anë të gjashtë stacioneve të pompimit që gjendet përgjatë gjithë kolektorit kryesor.

Figura 1.16. Kolektori ku bëhet filtrimi i mbetjeve të ujërave të zeza (O. Luka)

Hapi i parë është trajtimi mekanik i cili filtron ose largon mbetjet në përmasa të mëdha.

Figura 1.17. Vëndi ku dalin mbetjet e mëdha (O. Luka)

Hapi i dyte i trajtimit mekanik filtron mbetjet më të vogla siç është rëra

Figura 1.18. Vëndi ku dalin mbetjet e vogla siç është rëra (O. Luka)

Më pas kemi trajtimin biologjik me ndihmën e oksigjenit dhe mikroorganizmave të ndryshme. Trajtimi biologjik zhvillohet në ashtuquajturat basene ajrimi ku mikroorganizmat ushqehen me ajër dhe me komponimet organike

Figura 1.19. Vaskat e trajtuara me oksigjen (O. Luka)

Më pas uji kalon në vaska të tjera për pastrim

Figura 1.20. Kalimi i ujit me anë të pompave në vaska të tjera (O. Luka)

Kur trajtimi biologjik ka përfunduar, është koha për trajtimin kimik. Trajtimi kimik përfshin heqjen e kimikateve të padëshiruar në ujë duke shtuar kimikate të ndryshme. Në rastin e impjantit të Velipojës shtohet sulfat alumini

Figura 1.21. Tankera të mbushura me sulfat slumini (O. Luka)

Analizat e ujit bëhen çdo ditë. Në fund uji i trajtuar derdhet në lumin Buna.

Ky projekt synon shmangien e ndotjes mjedisore për të evituar praktikat e aplikuar deri vite më përpara të gropave septike në zonën turistike dhe plazhin e Velipojës dhe si rezultat do kemi një det të pastërt dhe siguri shëndetsore të frekuentuesve të bregdetit të Velipojës.

Themi që ky projekt ja ka arritur rezultatet e parashikuara kjo fale analizave gjatë muajve të veres që janë zhvilluar nga Agjensia Kombëtare e Mjedisit ku në gjithë vijen bregdetare të zonës së Velipojës kategorizohet tek cilësi e shkelqyer. (AKM 2023)

Gjithashtu edhe nga studimi 1 vjecare i gjithë vijes bregdetare të detit Adriatik në Velipojë të vitit 20217 rezulton në kategorinë cilësi e shkelqyer (Puto, K. Luka, O. 2017)

Impjanti i ujrave të ndotura në Shirokë ka një sipërfaqe 1913 m² dhe është projektuar për të trajtuar deri në 350 m^3ujë në ditë. Lloji i impiantit të trajtimit është trajtim biologjik me llum aktiv. (AKUM)

KAPITULLI II

MATERIALE DHE METODA

2.1 Zonat e studimit

Në këtë studim u përzgjodhën 12 stacione kampionimi të ujërave sipërfaqësore në rajonin e Shkodrës në veriperëndim të Shqipërisë një rajon që karakterizohet nga një heterogjenitet i lartë i ekosistemeve ujore duke përfshirë liqene, lumenj, laguna dhe zona detare. Studimi u zhvillua gjatë periudhës qershor 2023-shtator 2025. Kampionimi i mostrave të ujit u krye çdo muaj gjatë gjithë periudhës së studimi, duke marrë në konsideratë ndryshimet klimatike dhe pa një ndarje strikte sipas stinëve të vitit.

Gjatë gjithë periudhës së studimit janë kryer gjithsej 3934 analiza laboratorike. Nga këto 3024 analiza i përkasin parametrave fiziko-kimikë ndërsa 910 analiza janë kryer për indikatorët bakterialë. Për parametrat fizike-kimike janë analizuar temperatura, turbiditeti, përcjellshmëria elektrike, pH, lendët e ngurta totale të tretura, amonium, nitritet, nitratet, fosfatet

Për indikatorët bakterial të ujërave sipërfaqësorë janë analizuar *Koliformë fekalë* dhe *Enterococci Intestinal*

Gjatë periudhës 2023-2024 u krye gjithashtu vlerësimi i cilësisë mikrobiologjike të ujit në 10 puse të shpërndara përgjatë zonës së studimit në të cilën u realizua edhe kampionimi i ujërave sipërfaqësore me qëllim vlerësimin e cilësisë mikrobiologjike të ujit duke analizuar dy indikatorë mikrobiologjikë të përdorur gjerësisht për vlerësimin e ndotjes fekale dhe sigurisë sanitare të ujit me impakt në shëndetin publik.

Analizat për treguesit bakterialë mikrobikë u kryen në Universitetin e Tiranës në "Fakultetin e Shkencave të Natyrës" pranë Departamentit të Bioteknologjisë.

Analizat e treguesve fiziko-kimike u kryen pranë Shëndetit Publik Shkodër.

2.1.1 Përshkrimi i stacioneve të kampionimit të ujërave sipërfaqësor në zonën e studimit

U përzgjodhën 12 stacione kampionimi konkretisht tre stacione në liqenin e Shkodrës në zonën e Shirokës, gjashtë stacione në lumin Buna, dy stacione në lagunën e Vilunit dhe një stacion në grykëderdhjen e Vilunit në Detin Adriatik, në Velipojë.

Në Tabelën 2.1 dhe figuren 2.1 janë paraqitur 12 stacionet e kampionimit të ujërave sipërfaqësore në të cilat u morën mostrat e ujit për analizimin e parametrave fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë.

Tabela 2.1. Koordinatat gjeografike të stacioneve të kampionimit të marra në studim për ujërat sipërfaqësorë

Kodi i Stacioneve	Stacionet e kampionimit	Kordinatat gjeografike
S1	*Laguna e Vilunit ADA*	41°51'57.5"N 19°27'01.1"E
S2	*Laguna e Vilunit QENDER*	41°51'43.3"N 19°26'51.0"E
S3	*Grykëderdhja e Vilunit*	41°51'28.2"N 19°26'46.6"E
S4	*Lumi Buna-Pulaj*	41°52'27.8"N 19°22'33.7"E
S5	*Lumi Buna- Reç i Ri*	41°54'55.3"N 19°21'27.9"E
S6	*Lumi Buna-Darragjat*	42°00'06.1"N 19°27'23.6"E
S7	*Bashkimi i lumit Buna me Drin*	42°01'37.5"N 19°28'19.4"E
S8	*Lumi Buna-Impjanti*	42°03'21.2"N 19°28'18.2"E
S9	*Liqeni i Shkodres- Keneta*	42°03'32.4"N 19°27'33.9"E
S10	*Liqeni i Shkodres- Qendër*	42°03'36.2"N 19°27'27.7"E
S11	*Liqeni i Shkodres- Blu Notte*	42°03'37.5"N 19°27'03.6"E
S12	*Lumi Buna- Ura e Bunës*	42°02'55.8"N 19°29'29.2"E

Figura 2.1. Harta e shpërndarjes së stacioneve të kampionimit për studimin mikrobiologjik dhe fiziko-kimik të ujërave sipërfaqësore

Stacionet S1 dhe S2 (lagunën e Vilunit) (figura 2.2) janë zgjedhur për rëndësinë e tyre si ekosisteme lagunore bregdetare me rëndësi të veçantë ekologjike, hidrologjike dhe turistike në pjesën veriperëndimore të Shqipërisë dhe impakti i aktivitetit antropogjenik në këtë zonë. Stacioni S1 është në pjesën e brendshme të lagunës në një zonë ku qarkullimi i ujit është relativisht i kufizuar. Stacioni S2 ndodhet në afërsi të kanalit të hidrovorit që derdhet në lagunë duke e ekspozuar atë drejtpërdrejt ndaj ndikimeve antropogjene. Kjo lagunë është e lidhur drejtpërdrejt me detin Adriatik përmes një kanali natyror duke mundësuar një shkëmbim të ndërsjellë të vazhdueshëm të ujrave lagunor dhe atyre detare i cili ndikohet shumë nga aktivitetit antropogjen në afërsi të saj. Laguna e Vilunit karakterizohet nga niveli i ulët i thellësisë dhe ujëra me kripësi të ndryshme të cilat ndikohen si nga depërtimi i ujërave detare ashtu edhe nga reshjet atmosferike Këto karakteristika ndikojnë drejtpërdrejt në parametrat fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë të ujit kryesisht në periudha të ndryshme sezonale duke e bërë këtë ekosistem veçanërisht të ndjeshëm ndaj presioneve natyrore dhe antropogjene.

Stacioni S3 (grykëderdhja e Vilunit) (figura 2.2) është vendosur në zonën e daljes së lagunës në ujërat e detit Adriatik dhe ka si qëllim vlerësimin e ndërveprimit midis ujërave lagunore dhe atyre detare. Ky stacion lejon për të vlerësuar rolin e ujërave detare ndaj ndotësve të transportuar nga laguna si dhe vlerësimin e ndikimit të mundshëm të lagunës në cilësinë e ujërave bregdetare. Përfshirja e këtyre tre stacioneve në studim që nga brendësia e lagunës drejt mjedisit detar mundëson një qasje të integruar për shqyrtimin e cilësisë së ujit në bregdetin e Velipojës.

Figura 2.2. Stacionet 1, 2 dhe 3 të mostrimit në lagunën e Vilunit dhe në grykëderdhjen e Vilunit në Adriatik (O. Luka)

Stacioni i monitorimit S4 (Pulaj) (figura 2.3) është në segmentin fundorë të lumit Buna dhe ndodhet në afërsi të impjantin të përpunimit të ujërave të zeza përpara grykëderdhjes së lumit Buna në detin Adriatik

Ky stacion pozicionohet në kufirin natyror ndërmjet Shqipërisë dhe Malit të Zi duke ndarë dy territoret përpara shkarkimit në detin Adriatik. Kjo zonë karakterizohet nga rëndësi e veçantë hidrografike dhe gjeopolitike, pasi përfaqëson segmentin përfundimtar të rrjedhës së lumit dhe njëkohësisht një kufi natyror ndërkombëtar.

Në këtë stacion reflektohen efektet e kombinuara të burimeve të ndryshme të ndotjes përgjatë lumit si aktivitetet urbane, rurale dhe bujqësore si dhe proceset natyrore të transportit të ndotësve. Për këtë arsye S4 shërben si një tregues i ngarkesës së përgjithshme të ndotjes që lumi transporton drejt detit. Pozicioni i tij në zonën e deltës mundëson analizimin e proceseve të përzierjes së ujërave të ëmbla me ato detare si dhe të fenomeneve të sedimentimit dhe shpërndarjes së ndotësve në zonën bregdetare. Kjo e

bën këtë stacion veçanërisht të rëndësishëm për vlerësimin e ndikimit të lumit Buna në cilësinë ekologjike të ujërave të detit Adriatik dhe për identifikimin e potencialit të transferimit të ndotjes nga sistemi lumor në atë detar.

Figura 2.3. Stacioni i mostrimit të lumit Buna në Pulaj (O. Luka)

Stacioni i monitorimit S5 (Reç i Ri) (figura 2.4) është përzgjedhur si një zonë rurale me dendësi të lartë banimi dhe me përdorim intensiv të tokës për veprimtari bujqësore. Banorët e kësaj zone janë të angazhuar kryesisht në aktivitete bujqësore dhe blegtorale të cilat zhvillohen në afërsi të lumit Buna dhe burimeve të tij ujore. Përveç kësaj prania e aktivitetit njerëzor pranë brigjeve të lumit, përfshirë përdorimin e ujit për qëllime shtëpiake dhe bujqësore. Për shkak të këtyre karakteristikave stacioni S5 konsiderohet i domosdoshëm për analizimin e cilësisë së ujit të lumit Buna duke ofruar informacion të vlefshëm mbi burimet antropogjene të ndotjes dhe rolin e tyre në cilësinë e mjedisit ujor.

Figura 2.4. Stacioni i mostrimit të lumit Buna në Reç i Ri (O. Luka)

Stacioni i monitorimit S6 (Darragjat) (figura 2.5) është në një segment të ndërmjetëm të rrjedhës së lumit Buna në një zonë me karakteristika të përziera rurale dhe gjysmë-urbane. Kjo zonë karakterizohet nga prania e vendbanimeve të shpërndara dhe zhvillimi i aktiviteteve bujqësore të cilat shtrihen përgjatë brigjeve të lumit dhe zonat përreth.

Figura 2.5. Stacioni i mostrimit të lumit Buna në Darragjat (O. Luka)

Stacioni i monitorimit S7 (Bashkimi Buna-Drin), (figura 2.6) është në pikën e bashkimit të lumit Buna me lumin Drin një zonë me vlera të veçanta për studimin e cilësisë së ujit. Në këtë pikë ndërthuren ujërat e dy lumenjve të cilët kanë përbërje të ndryshme fiziko-kimike dhe mikrobiologjike.

Ky stacion shërben për të vlerësuar ndikimin e këtij fenomeni në cilësinë e përgjithshme të ujit. Gjithashtu ai mundëson identifikimin e ndryshimeve në parametrat e ujit si rezultat i bashkëveprimit midis dy rrjedhave ujore.

Figura 2.6. Stacioni i mostrimit në zonën e bashkimit të lumit Buna me lumin Drin (O. Luka)

Stacioni i monitorimit S8 (Impjanti) (figura 2.7) ndodhet në fillim të rrjedhjes të lumit Buna nga liqeni i Shkodres duke përfaqësuar një nga segmentet fillestare të tij. Ky pozicion është me rëndësi të veçantë pasi cilësia e ujit në këtë pikë ndikohet drejtpërdrejt nga karakteristikat e ujërave të liqenit si dhe nga faktorë të tjerë lokal. Gjithsesi në afërsi të këtij stacioni ndodhet impiant i trajtimit të ujërave të ndotura i cili do të na shërbente edhe si stacion krahasimi me ujërat e tjera të patrajtuara në cilësinë e ujit të lumit. Për rrjedhojë studimi i këtij stacioni është vendimtare për vlerësimin e efikasitetit të funksionimit të këtij impianti.

Figura 2.7. Stacioni i mostrimit të lumit Buna pranë impjantit (O.Luka)

Stacionet e monitorimit S9, S10 dhe S11 (Liqeni i Shkodres) (figura 2.8) janë zgjedhur në tre pika të ndryshme të liqenit të Shkodrës në zonën e Shirokës. Liqeni i Shkodres është më i madhi në Gadishullin Ballkanik dhe karakterizohet nga një biodiversitet i pasur dhe një rëndësi të lartë ekologjike dhe hidrologjike. Ky ekosistem përfaqëson një burim të rëndësishëm ujor ndërkufitar dhe luan një rol kyç në ruajtjen e ekuilibrave natyrorë dhe në mbështetjen e aktiviteteve socio-ekonomike në zonë. Mostrat e ujit janë marrë nga pjesa qendrore e liqenit si dhe nga dy skajet e tij duke synuar krijimin e një përfaqësimi hapësinor sa më të detajuar të cilësisë së ujit. Pjesa qendrore e liqenit karakterizohet nga një densitet i lartë i aktiviteteve antropogjene duke përfshirë praninë e restoranteve, banesave private dhe infrastrukturës turistike të cilat mund të kontribuojnë në shtimin e ngarkesës së ndotjes organike dhe mikrobiologjike.

Ndërkohë dy stacionet e vendosura në skajet e liqenit ndodhen në zona me aktivitet të ndryshëm antropogjen. Kjo mundëson vlerësimin e variacioneve hapësinore në cilësinë e ujit dhe identifikimin e burimeve të mundshme të ndotjes.

Përfshirja e këtyre tre stacioneve në studim lejon një analizë krahasuese të parametrave fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë në zona të ndryshme të liqenit të Shkodrës.

Figura 2.8. Stacioni i mostrimit të liqenit të Shkodrës në Shirokë (O. Luka)

Stacioni i monitorimit S12 (Ura e Bunës) (figura 2.9) është në zonën e urës së Bunës në një segment të rëndësishëm të rrjedhës së lumit Buna në afërsi të hyrjes së qytetit të Shkodrës. Kjo zonë karakterizohet nga

një densitet i lartë ndërtimesh dhe një aktivitet i intensifikuar antropogjen duke përfshirë biznese lokale, shërbime dhe ndërhyrje të shumta infrastrukturore përgjatë brigjeve të lumit.

Një element kryesor që ndikon në këtë stacion është prania e shkarkimeve të ujërave të zeza të patrajtuara nga qytetit i Shkodrës. Këto shkarkime përfaqësojnë një burim të rëndësishëm ndotjeje duke influencuar drejtpërdrejt në përkeqësimin e cilësisë së ujit të lumit në këtë segment. Përfshirja e stacionit S12 në studim mundëson analizimin e ndikimit të kombinuar të burimeve urbane dhe aktiviteteve ekonomike në cilësinë e ujit duke ofruar të dhëna të rëndësishme për vlerësimin e ndotjes urbane dhe për menaxhimin e qëndrueshëm të burimeve ujore në zonën e Shkodrës.

Figura 2.9. Stacioni i mostrimit të lumit Buna në urën e Bunës (O. Luka)

2.1.2 Përshkrimi i stacioneve të kampionimit të ujërave nëntokësorë të puseve në zonën e studimit

Stacionet e kampionimit për ujërat nëntokësorë të puseve paraqiten në tabelen 2.2 dhe figuren 2.10. si më poshtë:

Tabela 2.2. Koordinatat gjeografike të stacioneve të kampionimit të marra në studim për ujërat e puseve

Kodi i Stacioneve	Stacionet e kampionimeve	Koordinatat gjeografike
P1	Liqenit – Shirokë	42°03'36.3"N 19°26'58.9"E
P2	Liqenit- Shirokë	42°03'33.7"N 19°27'17.8"E
P3	Impjantit	42°03'15.6"N 19°28'40.7"E
P4	Lumi Bunë	42°03'16.6"N 19°29'14.6"E
P5	Berdicë	42°01'52.3"N 19°29'48.2"E
P6	Darragjat	42°00'05.7"N 19°27'28.0"E
P7	Reç i Ri	41°54’51.3"N 19°21’32.7"E
P8	Pulaj	41°52'23.1"N 19°22'50.2"E
P9	Deti i Velipojës	41°51'48.6"N 19°25'08.6"E
P10	Laguna e Vilunit	41°51'43.9"N 19°26'50.3"E

Figura 2.10. Harta e shpërndarjes së stacioneve të kampionimit për studimin mikrobiologjik të ujërave të pusit për konsum njerëzorë (O. Luka)

Studimi është realizua në rajonin e Shkodrës Shqipëri duke përfshirë 10 stacione pusesh të shpërndara në zona të ndryshme gjeografike kryesisht pranë burimeve ujore si liqen, lumenj, det dhe laguna (Fig. 2.10.).

Stacionet e puseve 1 dhe 2 janë lokalizuar pranë liqenit të Shkodrës në Shirokë e cila karakterizohet nga një zonë shumë e populluar veçanërisht gjatë sezonit turistik. Prania e aktivitetit intensiv njerëzor në këtë zonë mund të ndikojë në cilësinë e ujit nëntokësor.

Puset 3, 4, 6, 7 dhe 8 janë lokalizuar përgjatë lumit Buna një zonë e ekspozuar ndaj ndikimeve të ndryshme antropogjene përfshirë aktivitetet bujqësore dhe shkarkimet potenciale nga zonat përreth. Këto stacione janë të domosdoshme për vlerësimin e ndikimit të rrjedhjeve sipërfaqësore dhe të transportit të ndotësve drejt ujërave nëntokësore.

Pusi 5 është lokalizuar pranë lumit Drin duke mundësuar vlerësimin e ndikimit të këtij lumi në cilësinë e ujërave nëntokësore në zonën përreth si dhe identifikimin e ndërveprimeve ndërmjet ujërave sipërfaqësore dhe nëntokësore.

Ndërsa pusi 9 është lokalizuar pranë detit Adriatik në Velipoja dhe pusi 10 është lokalizuar pranë lagunës e cila karakterizohet nga ndërveprime të forta midis ujërave të ëmbla dhe atyre të kripura.

Përzgjedhja e këtyre puseve është bazuar në afërsinë e tyre me burime të mundshme të ndotjes si zonat urbane, gropat septike dhe aktivitetet bujqësore.

Uji i këtyre puseve përdoret me qëllim konsumi. Kjo e bën vlerësimin e cilësisë së ujit në këto pika veçanërisht të rëndësishëm për shëndetin publik duke mundësuar identifikimin e rreziqeve potenciale dhe vlerësimin e përputhshmërisë me standardet përkatëse të cilësisë së ujit të pijshëm. Gjithashtu rrjeti i puseve i përzgjedhur në këtë studim ofron kryerjen e krahasimit hapësinor të cilësisë së ujërave nëntokësore dhe atyre sipërfaqësorë për të kuptuar ndikimin e cilësisë mikrobike të tyre në shëndetin publik.

2.2 Marrja e mostrave të ujit

Zbatimi i protokolleve të standardizuara siç janë metodat ISO është një element i rëndësishëm në sigurimin e cilësisë dhe besueshmërisë së rezultateve të gjendjes reale të burimit ujor në momentin e marrjes.

Kampionimi është faza më rendësishme e procesit të analizës së burimeve ujore pasi çdo devijim në mënyrën e marrjes, ruajtjes ose transportit të mostrës mund të influencojë drejtpërdrejt në përbërjen e saj dhe rrjedhimisht në interpretimin e rezultateve.

Kjo ka një rëndësi të veçantë në analizat mikrobiologjike ku mikroorganizmat janë shumë të ndjeshëm ndaj kushteve mjedisore dhe mund të pësojnë ndryshime të shpejta gjatë kohës midis marrjes së kampionimit dhe analizimit.

Çdo mostër është shoqëruar me informacion të plotë identifikues duke përfshirë vendndodhjen, datën dhe orën e marrjes së mostrës, kodin, koordinatat gjeografike si dhe emrin e personit për kampionimin në përputhje me udhëzimet e ISO 5667.

2.2.1 Metodika e marrjes së mostrave të ujit siperfaqësorë

Për mbledhjen e mostrave të ujit për analizimin e parametrave fiziko-kimike u përdorën shishe plastike 1.5 l të cilat u mbushën plotësisht për të shmangur praninë e ajrit dhe proceset e oksidimit. Ruajtja dhe transporti i këtyre mostrave u bë në termoboks në temperaturën 4°C (ISO 5667-3:2024).

Në mostrat e marra u shënua: përshkrimi i vendndodhjes, data e marrjes së mostres, data e analizimit, numri i mostres, koordinatat gjeografike, orari dhe emrin i përsonit që merr mostren ISO 5667-3:2024.

Figura 2.11. Vendosja e kontinierve në termoboks (O. Luka)

Mostrat e ujit u morën në thellësi 30-50 cm nga sipërfaqja e ujit. Shishja u mbajt me dorë ose me anë të një shkopi në varësi të terrenit duke e zhytur gryken e saj në thellësi dhe duke e kthyer më pas gryken lart në mënyrë që të lihet një hapësirë 2.5 cm për të kryer përzierje përpara ekzaminimit. (ISO 19458-2006, WHO 1995, APHA 2023, ISO 5667–1:2023).

Figura 2.12. Momente gjatë marrjes së mostres në disa mënyra (O. Luka)

2.2.2 Metodika e marrjes së mostrave të ujërave nëntokësore nga puset

Mostrat për analizat mikrobiologjike të ujërave të puseve u moren në enë qelqi sterile me vëllim 500 ml të cilat u sterilizuan paraprakisht në autoklavë në temperaturën 121°C për një kohëzgjatje prej 20 minuta. Çdo mostër u shoqërua me informacion të detajuar identifikues duke përfshirë vendndodhjen e pikës së marrjes, datën dhe kohen e kampionimit, kodin e mostrës, koordinatat gjeografike si dhe emrin e personit përgjegjës për mbledhjen e mostrës në përputhje me kërkesat e standardit ISO 19458:2006.

Figura 2.13. Foto të shisheve sterile për përdorimin mikrobiologjikë (O. Luka)

Procedura e marrjes së mostrave nga puset u përzgjodhën nga rubineti më të afërt me daljen e ujit nga sistemi i shpërndarjes së pusit duke hequr pjesën e jashtme siç janë rrjetat ose filtrat në dalje. Grykën e rubinetit u dezinfektojmë me alkool 70% dhe u ekspozua shkurtimisht mbi flakë për të siguruar eliminimin e kontaminimeve të mundshme. Më pas uji u la të rrjedhë për rreth 3-5 minuta përpara mbushjes së enës sterile. Mbushja e shishes u krye duke lënë një hapësirë të vogël pa e mbushur deri në grykë sipas udhëzimeve ISO5667-5:2006.

2.3 Transporti i mostrave

Mostrat e ujërave sipërfaqësore dhe të puseve, pas vendosjes në termoboks, u transportuan në laborator në kushte frigoriferike (4°C) dhe në errësirë, me qëllim ruajtjen e cilësisë së tyre deri në analizim. Mostrat për analizat mikrobiologjike u analizuan në të njëjten ditë nga momenti i mbledhjes për të parandaluar ndryshimet mikrobike ose shumimin e tyre brenda 24 orëve (ISO 19458: 2006).

Mostrat për analizat fiziko kimike u transportuan në laborator në kushte të kontrolluara dhe u analizuan mënjëherë për të shmangur ndryshimet në përbërjen kimike të tyre në përputhje me kërkesat e ISO-5667-3:2024

Figura 2.14. Kampionet të vendosura në termoboks (O. Luka)

2.4 Metodat e përdorura për parametrat fiziko-kimike

Në kuadër të këtij studimi janë kryer analizat e parametrave fiziko-kimike të ujërave. Në total janë 12 stacione ku për secilin stacion janë matur nëntë parametra fiziko-kimike. Për secilin stacion është kryer një analizë e plotë në një total prej 3024 analizash fiziko-kimike.

Tabela 2.3. Parametrat fiziko-kimike të analizuara dhe instrumentet e përdorura për matjen e secilit parametër në mostrat ujore.

Kodi	Parametri	Njësia matëse	Metodikat	Aparatura e procedurës analitike
Temp	Temperatura	° C	APHA Method 2550 B:2023	AQUALYTIC AL 15
pH	pH		ISO 10523:2008	AQUALYTIC AL 15
Turb	Turbullira	FNU / NTU	ISO 7027-1:2016	TURB 430 IR-WTW
EC	Përçellshmëria elektrike	µS/cm	EN 27888:1998	AQUALYTIC AL 15
TDS	Lëndet e ngurta totale të tretura.	ppm	APHA 2540 C :2023	Gravimetri
NH_4^+	Amonium	mg/L	ISO 7150-1:1984	SPECTROPHOTOMETER DR 1900
PO_4^{3-}	Fosfatet	mg/L	ISO 6878:2004	SPECTROPHOTOMETER DR 1900
NO_2^-	Nitritet	mg/L	EPA 353.2:1993	SPECTROPHOTOMETER DR 1900
NO_3^-	Nitratet	mg/L	ISO 7890-1:1986	SPECTROPHOTOMETER DR 1900

Disa parametra fiziko-kimike si pH, temperatura e ujit dhe përcjellshmërinë elektrike (EC), u kryen direkt në terren përmes matjeve “in situ” pasi gjatë ruajtjes dhe transportit të tyre kemi ndryshime ku nuk lejojnë matje e tyre të saktë në laborator.

Parametrat e tjera si amonium, nitritet, nitratet, fosfatet, lëndet e ngurta totale të tretura (TDS) dhe turbiditeti u analizuan në laborator.

Figura 2.15. Foto e paisjes Aqualytic Al 15 për matje direkt në vendin e kampionimit (O.Luka)

2.4.1 Vlerësimi i pH

Vlerësimi i pH u realizua në vendin e kampionimit pra in situ duke përdorur paisjen Aqualytic AL 15 (figura 2.15). Vlera e pH matet në përputhje me standardin ISO 10523: 2008. Pas çdo matje të vlerës së pH u bë shpërlarja me ujë të distiluar të elektrodës së pH-metrit për të shmangur ndotjen ndërmjet matjeve. Vlerat e pH brenda intervalit të rekomanduar për ujërat sipërfaqësore janë 6.5–8.5, sipas klasifikimit NIVA (Bratli, 2000) dhe në përputhje me parimet e vlerësimit ekologjik të Direktivës 2000/60/EC.

2.4.2 Vlerësimi i temperaturës

Metodika e perdorur për matjen e temperaturës së ujërave sipërfaqësore është APHA method 2550 B: 2023. Matja e temperaturës së ujit është një faktor thelbësor pasi ndikon ndjeshëm në aktivitetin biologjik, në cilësinë e përgjithshme të ujit dhe ruajtjen e ekuilibrit të ekosistemeve ujore. Temperatura e ujit është një nga parametrat që ndryshon gjatë ruajtjes dhe transportit të kampionit prandaj u bë matja në terren gjatë kampionimit. Temperatura e ujit përbën një parametër fizik të rëndësishëm gjatë vlerësimit të cilësisë së ujërave sipërfaqësore (Pasquero, C. 2008).

2.4.3 Vlerësimi i turbiditetit

Për vlerësimin e turbullirës u përdor standardi ISO 7027-1:2016 me paisjen TURB 430IR-WTW (figura 2.16) me njësi matëse FNU/NTU. Turbullira është vlerësimi i intensitetit të dritës që shpërndahet dhe që asimilohet nga uji në përputhje me lëndën pezull në të.

Turbullira është ndryshimi në qartësi ose shkëlqimit në ujë (Çullaj, *et al.,* 2009). Turbullira në disa burime ujore nëntokësore mund ti atribuohet pranisë së inerteve të argjilës, shkumës ose grimcave të patretshme. Në ujërat sipërfaqësore turbullira mund të jetë rezultat i pranisë së grimcave të ndryshme dhe përfshirjen e mikroorganizmave të bashkëngjitura, biofilma, të cilët mund të përbëjnë një problem për cilësinë e ujit (WHO, 2011). Sipas klasifikimit NIVA-s (Bratli, 2000) uji të jetë brenda cilësisë së mirë vlera duhet të jetë < 4 NTU ndërsa për cilësi shumë të mirë duhet të jetë < 2 NTU. Në çdo matje, kyvetat shpëlahen me ujë te distiluar dhe mënjeherë fshihet në mënyrë që mos të ndikojë në vleren e turbullirës.

Figura 2.16. Foto e paisjes TURB 430IR për matjen e turbiditet (O.Luka)

2.4.4 Vlerësimi i përcjellshmëria elektrike

Për vlerësimin e e përcjellshmërisw elektrike u përdor metoda EN 27888:1998 dhe matja u bë me paisjen AQUALYTIC AL 15 (figura 2.14) in situ në vendin e kampionimit. Përcjellshmeria elektrike reflekton aftësinë e ujit per të transmetuar energji elektrike një veti që varet nga prania dhe përqendrimi i joneve të pranishme në ujë (US EPA; O.H. Samah 2012).

2.4.5 Vlerësimi i lëndës së ngurtë totale e tretur

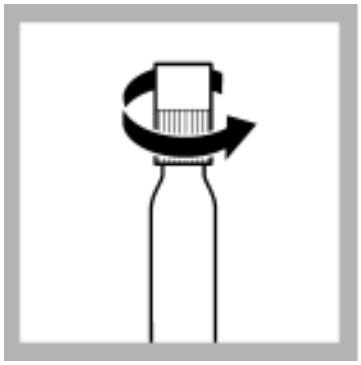
Për vlerësimin e TDS u bazuam në metodën APHA 2540 C: 2023.

TDS përfaqëson përmbajtjen totale të lëndëve të tretura në ujë duke përfshirë kripëra, minerale, metale, kalcium dhe komponent të tjera organike dhe inorganike. TDS shpesh maten në pjesë për milion (ppm) (Berkey, 2020).

TDS varion në varësi të trupave ujore megjithëse nuk ka standarde ose kufij të përcaktuar ka intervale tipike të vlerave që priten bazuar në llojin e burimit ku uji i ëmbël e ka <1500 mg/l, uji i detit >5000 mg/l (U.S. Geological Survey, 2020).

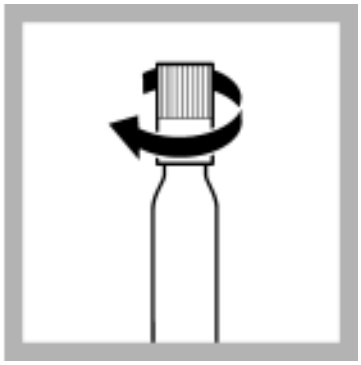
2.4.6 Vlerësimi i amoniumit

Përsa i takon analizës për amoniumin (NH_4^+) analizimi u bë me anë të spektofotometrit UV-VIS bazuar në standartin ISO 7150-1:1984. Në figurën 2.17 jepen hapat e ndjekura për vlerësimin e analizës së këtij parametri. Vlerat për amoniumin u interpretuan sipas sistemit të klasifikimit mjedisor të përdorur në kuadër të vlerësimit të gjendjes ekologjike të ujërave në përputhje me parimet e Direktivës 2000/60/EC ku uji klasifikohet shumë i mirë (I) në vlerën <0.05, mirë (II) në vlerën <0.3, moderuar (III) në vlerën <0.6, i dobët (IV) <1.5, dhe shumë i dobët (V) >1.5.

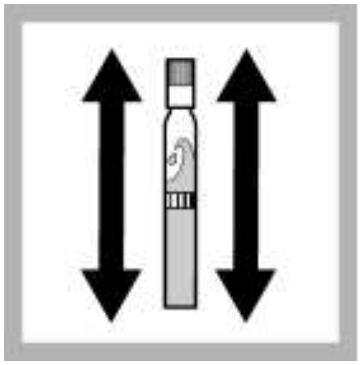


Hapim kapsulen e dozimit me mbyllje zip

Me anë të pipetes shtohen 5.0 ml të mostres



Mënjehere mbyllim kapsulen e dozimit



Përzieni rreth 20-30 Sekonda

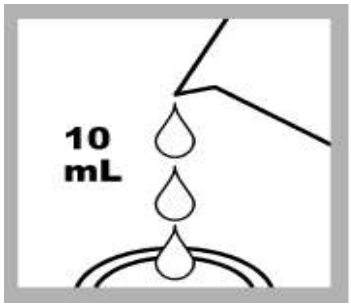
Koha e reaksionit 15 minuta

Vëndosim kuveten në aparatin matës

Figura 2.17. Spektrofotometri i përdorur për matjen e amoniumit (O.Luka)

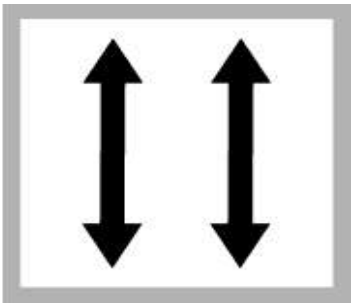
2.4.7 Vleresimi i fosfatit

Përsa i takon fosfatit (PO_4^{3-}) vlerësimi u bë bazuar në metodën ISO 6878:2004. Figura 2.18 tregon hapat e njëpasnjëshme të analizimit të fosfatit me spektrofotometër. Vlerat për fosfatin u interpretuan sipas sistemit të klasifikimit mjedisor të përdorur në kuadër të vlerësimit të gjendjes ekologjike të ujërave në përputhje me parimet e Direktivës 2000/60/EC ku uji klasifikohet shumë i mirë (I) në vlerën <0.05, mirë (II) në vlerën <0.10, moderuar (III) në vlerën <0.2, i dobët (IV) <0.5, dhe shumë i dobët (V) >0.5



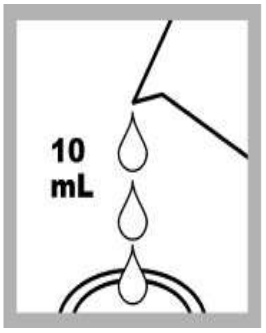
Shtohen 10 ml të mostres në epruveten testuese duke përdour pipeten

Shtoni përmbajtjen e PhosVer 3 fosfat pluhur dhe përzieni rreth 20-30 sekonda

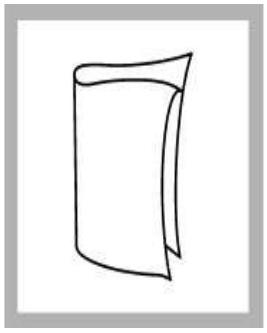


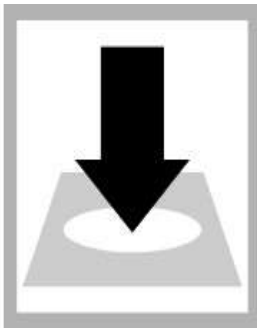
Mënjehere mbyllni pruveten

Koha e reaksionit Vëndosim kuveten 2 minuta në **aparatin matës**



Hidhet mostra në kuvetë



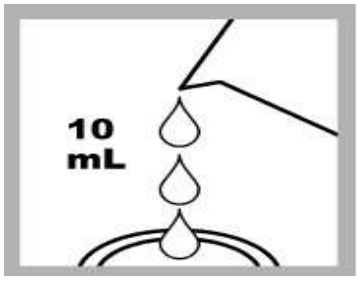


Pastrojmë kuveten

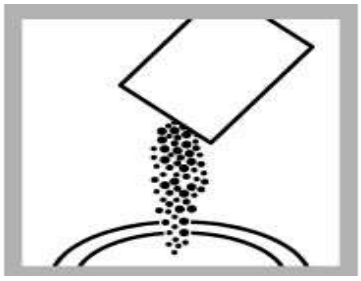
Figura 2.18. Spektrofotometri i përdorur për matjen e fosfateve (O.Luka)

2.4.8 Vlerësimi i nitriteve

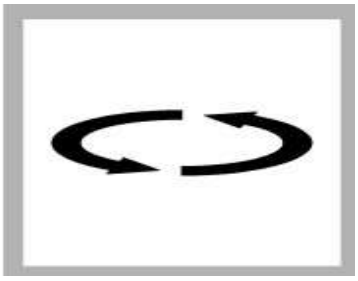
Edhe për analizimin e vlerësimit të nitriteve (NO_2^-) u përdor spektofotometri bazuar në standardin EPA 353.2:1993. Hapat e ndjekur për analizimin e nitriteve jepen në figurën 2.19. Vlerat për nitritet u interpretuan sipas sistemit të klasifikimit mjedisor të përdorur në kuadër të vlerësimit të gjendjes ekologjike të ujërave në përputhje me parimet e Direktivës 2000/60/EC ku uji klasifikohet shumë i mirë (I) në vlerën <0.01, mirë (II) në vlerën <0.06, moderuar (III) në vlerën <0.12, i dobët (IV) <0.3, dhe shumë i dobët (V) >0.3.



Shtohen 10 ml të mostres në epruveten testuese duke përdorur pipeten

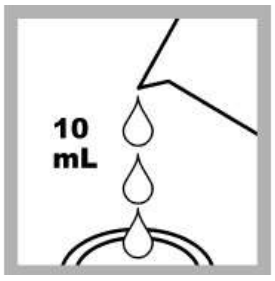


Shtoni përmbajtjen e NitriVer 3 reagent pluhur

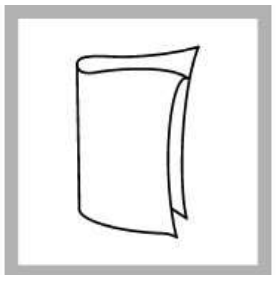


Pastrojmë kuveten

Koha e reaksionit 20 minuta kuvetë



Hidhet mostra



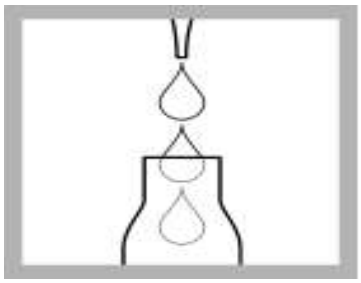
Pastrojmë kuveten

Vëndosim kuveten në aparatin matës

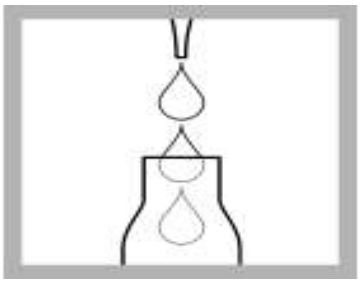
Figura 2.19. Spektrofotometri i përdorur për matjen e nitriteve (O.Luka)

2.4.9 Vlerësimi i nitrateve

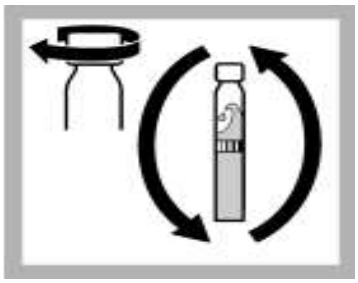
Po ashtu analiza për nitritet (NO_3^-) u bë me anë të spektofotometrit UV-VIS në përputhje me standardin ISO 7890-1:1986. Referuar figurës 2. 20 shihen hapat për vlerësimin e nitrateve. Vlerat për nitratet u interpretuan sipas sistemit të klasifikimit mjedisor të përdorur në kuadër të vlerësimit të gjendjes ekologjike të ujërave në përputhje me parimet e Direktivës 2000/60/EC ku uji klasifikohet shumë i mirë (I) në vlerën <0.8, mirë (II) në vlerën <2, moderuar (III) në vlerën <4 i dobët (IV) <10, dhe shumë i dobët (V) >10



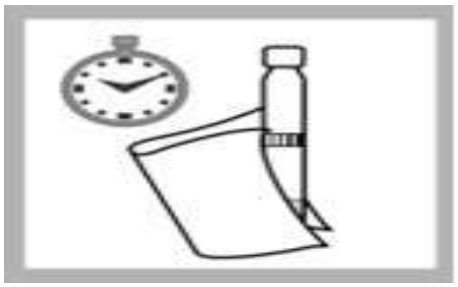
Me anë të pipetes shtohen 1.0 ml mostër



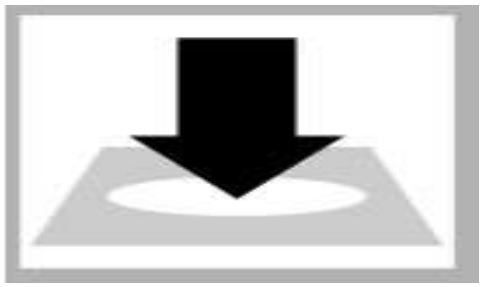
Nga solucioni A shtojme 0.2 ml



Mbyllim tapen dhe e tundim



Koha e reaksionit 15 minuta



Vëndosim kuveten në aparatin mates

Figura 2.20. Proedurat e përdorur për matjen e nitrateve (O. Luka)

2.5 Metodat e përdorura për indikatorët mikrobiologjik.

Për vlerësimin e indikatorëve bakterialë, mikrobiologjikë të cilësisë të burimeve ujore u aplikuan dy metoda në bazë të natyrës së ujërave sipwëfaqësorë, rekreativë, larës dhe ujërave nëntokësorë, ujëra të pijshëm. Për ujërat sipërfaqësorë u përdor metoda e numrit më të mundshëm (MPN-Most Probable Number) e realizuar nëpërmjet tubave të shumëfishtë, ndërsa për analizën e ujit të puseve u aplikua metoda e filtrit membranor të cilat së bashku mundësojnë një vlerësim të plotë dhe të besueshëm të ngarkesës bakteriale.

Pajisjet dhe materialet e domosdoshme të përdorura gjatë këtij procesi janëë:

a. Pajisjet laboratorike

- Inkubatori në temperatura të caktuara sipas kërkesave specifike të secilës metodë dhe mikroorganizmit të synuar
- Autoklavë për sterilizimin e materialeve dhe pajisjeve të tjera laboratorike
- Fluksi laminar për sigurimin e kushteve aseptike gjatë procedura të analizimit të mostrave
- Peshorja analitike për matjen e saktë të reagentëve
- pH-metri për kontrollin dhe rregullimin e pH-it të mjediseve të kulturës
- Pajisja e filtrimit e domosdoshme për aplikimin e metodës së filtrit membranor

b. Materialet dhe enët laboratorike

- Pipeta sterile për matjen dhe transferimin e saktë të vëllimeve të mostrave
- Epruveta në seritë e hollimit
- Tubat Durham të vendosura brenda epruvetave për detektimin vizual të prodhimit të gazit gjatë fermentimit
- Pjatat e Petrit për kultivimin e kolonive bakteriale
- Erlenmajerat për përgatitjen dhe sterilizimin e mjediseve të lëngshme kultivuese
- Ansa bakterologjike për transferimin aseptik të kulturave bakteriale
- Stativat për mbajtjen e tubave dhe epruvetave gjatë inkubimit
- Filtrat membranorë të cilët mundësojnë kapjen dhe kultivimin e mikroorganizmave

Masat e sigurise

Në laborator është shumë e rëndësishme të implementohen masat e sigurisë për të siguruar shendetin tonë per te garantuar saktësinë e analizave të studiuara ose shmangien e ndotjes së ambjentit ku mund të shkaktojë kërcenime ose probleme tek ne apo mbi popullaten. Procedurat laboratorike duhet të jenë në përputhje me rekomandimet e dhënë në Manualin e Laboratorit të Biosigurisë së WHO-së, botimi i tretë (WHO, 2004).

Disa nga masat bazike të domosdoshme janë:

- Paisjet mbrojtese personale si: maska, doreza, syze mbrotjese, veshje sterile, skafande, shapka etj
- Ventilimi: Ventilimi është element kryesorë per te parandaluar grumbullimin e gazrave të dëmshëm. Implementimi i këtyre masave dhe ndjekja e proceduave laboratorike sipas Manualit të Laboratorit të Biosigurisë së WHO-së ndihmon në sigurimin e një mjedisi të sigurtë dhe të efekshëm në analizimin e kampioneve

Llojet e terreneve të përdorura për analizat mikrobiologjike në dy teknikat e ndryshme:

Llojet e terreneve përgatiten sipas standardeve ndërkombëtare. Terrenet që u përdorën për metoden e MPN për numërimin dhe identifikimin e *koliformeve fekal* ishin, lactose broth për testin paraprak, ECB për testin e konfirmimit dhe EMB agar për testin final për *E.coli*. Ndërsa për *streptokoket fekal* u përdorën ADB për testin paraprak dhe testin e konfirmimit terrenin EVA.

Përsa i takon metodës me filtrim për identifikimin dhe numërimin e *E. coli* u përdor terreni chromogenic coliform agar (CCA) ndërsa për *enterokokët intestinal* terreni E.C.O.A. agar. Pas përgatitjes terrenet i vëndosëm në frigorifer për ruajtjen e përkoshme për të shmangur kontaminimin. Para se ti përdorim i lëmë të arrijnë temperaturën e dhomës (ISO 11133).

Tabela 2.4. Terrenet e përdorura për metoden me tuba të shumëfishtë dhe metoden me filtrim

Terrenet per metoden MPN	Terrenet per metoden me filtrim
Lactose broth ECB Eosin Methylene Blue Azide Dextrose Broth (AD) Ethyl violet azide broth	Enterococcus Chromogenic Ottaviani & Agosti agar Endo agar TBX

2.5.1 Metoda për dedektimin e indikatorëve bakterialë me anë të tubave të shumëfishtë, (MPN-së)

E. coli dhe *enterokokët intestinalë* janë tregues të mirë për vlerësimin e ndotjes fekale dhe praninë e mundshme të agjentëve patogjenë (WHO, 2003; 2017).

Në kërë studimi u analizuan parametrat mikrobiologjikë si më poshtë:

- *Koliformë fekal*
- *Enterokokët intestinalë*
- *E. coli*

Dedektimi dhe numërimi i këtyre parametrat mikrobiologjikë u bë duke përdorur metoden me tuba të shumëfishtë MPN (APHA 1985, APHA 1998).

Metoda MPN u realizua në tre hapa:

1) Testi paraprak
2) Testi i konfirmimit
3) Testi final

2.5.2 Procedurat e analizimit për identifikimin e *koliformëve fekale* dhe *E. coli*

Metoda e analizuar për *koliformet fekal* dhe *E. coli* u zhvillua sipas udhëzimeve ISO 9308-2:2012.

1. ***Testi paraprak***

Në testin paraprak për përcaktimin e koliformëve u përdor terreni lactose broth (LB) në epruveta ku shtohen tubat durham, i cili bazohet në metodën e numrit më të mundshëm (MPN).

Fillimisht kampioni i ujit u homogjenizua nëpërmjet tundjes me qëllim shpërndarjen uniforme të mikroorganizmave.

Më pas u përgatit një seri tubash që përmbanin terrenin LB, epruvetat bashkë me tubat durham të vendosura në stativ u inokuluan vëllime të ndryshme të kampionit të ujit sipas procedurës standarde të shumëfishtë të inokulimit. Kjo qasje u përdor për të mundësuar vlerësimin e densitetit të koliformëve në mostër nëpërmjet indeksit MPN.

Pas inokulimit tubat u inkubuan në temperaturën 35 ± 0.5°C për 24 ± 2 orë. Pas 24 orësh u bë vlerësimi i tubave për praninë e rritjes mikrobiale duke u bazuar në shfaqjen e turbullirës dhe prodhimin e gazit në tubat durham. Tubat që nuk shfaqën turbullirë pas 24 orësh u ri inkubuan për një periudhë shtesë prej 24 orësh dhe më pas u rivlerësuan.

2. ***Testi i konfirmimit***

Në testin e konfirmimit u përdor terreni selektiv EC Broth (EC) i pajisur me tuba durham për verifikimin e pranisë së *koliformëve fekalë.* Nga të gjitha epruvetat që rezultuan pozitive në testin paraprak u mor material dhe u transferua në epruveta që përmbanin terrenin EC.

Epruvetat e inokuluara u inkubuan në temperaturën 44.5 ± 0.2°C për 24 ± 2 orë në kushte që favorizojnë rritjen e koliformëve termotolerantë. Pas inkubimit tubat u ekzaminuan për praninë e rritjes mikrobiale duke u bazuar në shfaqjen e turbullirës dhe prodhimin e gazit në tubat durham.

Në rastet kur pas 24 orësh nuk u vërejt turbullirë, inkubimi u vazhdua edhe për 24 orë të tjera pas së cilës u krye rivlerësimi. Kalkulohet numërimi i *koliformëve fekal* sipas tabeles MPN.

Figura 2.21. Tuba EC broth pas inkubimit: rezultat pozitiv dhe negativ për *koliformet fekale* (O. Luka)

3. Testi final

Të gjitha epruvetat që shfaqën prodhim gazi u konsideruan pozitive për praninë e koliformëve termotolerantë dhe të dyshuara për praninë e *Escherichia coli*. Për verifikim të mëtejshëm nga kulturat pozitive në terrenin EC broth u mor material inokulues dhe u mboll në terrenin EMB agar dhe u inkubuan nw 37°C në 48 orë. Kolonitë që shfaqën morfologji karakteristike me shkëlqim metalik konsideruan si identifikim presumptiv për praninë e *Escherichia coli*. Ky identifikim bazohet në karakteristikat morfologjike të kolonive në këtë terren selektiv (figura 2.22).

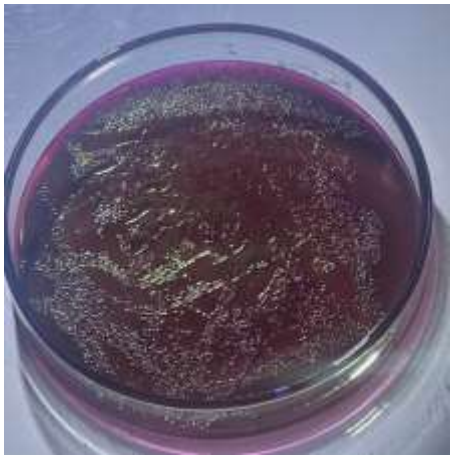


Figura 2.22. Escherichia coli në terrenin EMB agar (O.Luka)

Procedurat u kryen të gjitha në fluksin laminarë në kushte sterile për të parandaluar ndotjen e mostrave sipas kërkesave të ISO 14644-1:2025.

2.5.3 Procedura për të analizuar, identifikuar dhe numëruar *enterokokët intestinal*

Metoda për të analizuar dhe identifikuar *enterokokët intestinalë* në ujërat sipërfaqësorë ishte Most Probable Number (MPN) sipas ISO 7899-1:2000 edhe analiza për identifikimin e *enterokokët intestinal* u bë në tre hapa, si më poshtë:

1. Testi paraprak

Në testin paraprak u përdorur terreni Azide Dextrose Broth (ADB) pa tubat durham. Fillimisht u bë tundja e kampionit me ujë në mënyrë që të krijojë një masë homogjene e baktereve. Më pas u përgatit një seri tubash që përmbanin terrenin Azide Dextrose Broth të vendosur në stativ në të cilët u inokuluan vëllime të ndryshme.

Tubat e inokuluara u vëndosem në inkubatorë në temperaturën 37°± 0.2 për 24 orë. Mbas 24 orëve u shikua prania ose jo e turbullirws për zbulim paraprak të enterokokëve. Tubat që nuk shfaqën turbullirë u vendosën sërish dhe për 24 orë të tjera në inkubator dhe u rikontrolluan për praninë ose jo të *enterokokëve intestinal.*

2. Testi i konfirmimit

Për të gjitha epruvetat ku u vërejt turbullirë në terrenin ADB pas 24 orësh u krye testi konfirmues. Nga kulturat pozitive u mor material inokulues dhe u transferua në epruveta

që përmbanin terrenin Ethyl Violet Azide Broth (EVAB). Epruvetat me terren dhe material tw inokuluar u inkubuan në termostat në temperaturën 37 ± 0.2°C për 24–48 orë. Konfirmimi i pranisë së *enterokokëve intestinalë* u bazua në vlerësimin e zhvillimit të turbullirës dhe formimin e një sedimenti karakteristik me ngjyrë vjollcë (mavi) në fund të epruvetës tipik për praninë e *enterokokëve intestinalë* (figura 2.23*)*.

3. Llogaritja e MPN

Llogariatja e numrit të baktereve për 100 ml ujë u bë sipas metodes MPN duke përdorur tabelat standarde të përcaktuar në ISO 7899-1:2000. Vetem tubat e konfirmuar pozitivë në terrenin EVA u morën parasysh në llogaritje

Figura 2.23. Tubat EVA pas inkubimit: rezultat pozitiv dhe negativ për *enterokokët intestinal* (O.Luka)

2.5.4 Vlerësimi i pranisë së *Enterokokëve intestinal* dhe *Escherichia coli* në ujërat nëntokësorë (të puseve) me metodën e filtrimit membranore

Në këtë studim një tjetër metodë që u përdor për të përcaktuar numërimin e mikroorganizmave për ujërat e puseve ishte teknika e filtrit membranorë (APHA 1999, ISO 7899-2:2000).

Kjo teknikë është e përshtatshme për analizën e një numri të konsiderueshëm mostrash dhe jep rezultate më të shpejta krahasimisht me metodën e tubave të shumëfishtë. Megjithatë kjo teknikë ka kufizime kur bëhet testimi i ujërave me turbullirë të lartë kryesisht atyre sipërfaqësore dhe pranisë së patogjenëve të ndryshëm, baktere jokoliforme (APHA1985; APHA 2005). Prandaj për ujërat e pijshëm dhe ujërat e puseve u përdor metoda e filtrit membranor. Në këtë metodë është i domosdoshëm aparati i filtrimit i përbërë nga një hinkë filtruese. Pjesët e aparatit të filtrimit fillimisht sterilizohen. Në aparat fillimisht derdhet mostra e ujit prej 100 ml mbi filtrin me diametër me pore 0.45 μm, mëmbrana e të cilit ka një diametër prej 47 mm. Lidhja e këtij aparati bëhet me pompë vakumi e cila tërheq ujin përmes filtrit të mëmbranës (figura 2.24).

Më pas, nga aparati filtrit u moren me një pincetë sterile dhe u vëndos në pjatat e petrit në terrenet përkatëse. Pjatat e petrit me filtra u vëndosën në inkubatorë në 37°± 0.2 për 24 orë.

Figura 2.24. Aparatura e filtrimit me membranë (O. Luka)

2.5.5 Teknika e metodës së filtrimit për identifikimin e *enterokokëve intestinal*

Për analizimin e indikatorit *enterokokë intestinal* u përdor metoda me filtrim bazuar në ISO 7899-2:2000. Për identifikim e *enterokokëve intestinal* u përdor terreni (Enterococcus Chromogenic Ottaviani & Agosti Agar) E.C.O.A agar. Në pjatat e petrit me terrrenin ECOA u vendosën filtrat e njerrë nga aparati i filtrimit. Këto pjata më pas u vendosën për inkubim në termostat në 37°± 0.2 për 24 orë.

Pjata e petrit në të cilat rriten kolonitë me ngjyrë blu quhen pozitive (figura 2.25) (APHA 1998; ISO7899-2:2000).

Figura 2.25. Enterokokë intestinal në terrenin E.C.O. A agar (O.Luka)

2.5.6 Teknika e metodës së filtrimit për përcaktimin e *Escherichia coli*

Numërimi dhe identifikimi i *Escherichia coli* në mostrat e ujit u realizua duke kombinuar dy metoda mikrobiologjike të standardizuara për të siguruar një nivel më të lartë saktësie dhe besueshmërie të rezultateve. Metoda kryesore për identifikimin specifik të *E. coli* u krye sipas standardit ISO 9308-1:2014 duke përdorur teknikën e filtrimit membranor dhe terrenin selektiv TBX (Tryptone Bile X-glucuronide). Mostrat e ujit u filtruan përmes membranave sterile. Më pas filtri u vendos në terrenin TBC dhe u inkubuan në temperaturën 44 ± 0.5°C për 18–24 orë. Identifikimi i kolonive tipike të *E. coli* rezulton në formimin e kolonive me ngjyrë karakteristike blu-jeshile (figura 2.26). Rezultatet për *E.coli* u llogaritwn në CFU/100 ml.

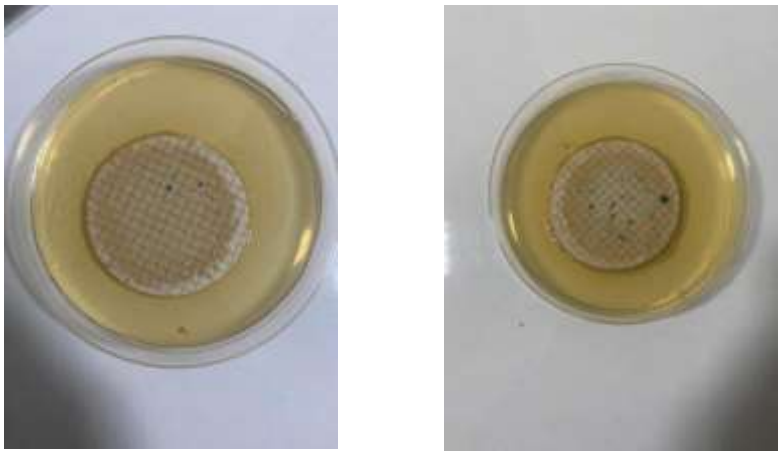


Figura 2.26. *Escherichia coli* në terrenin TBX agar (O.Luka)

Paralelisht për vlerësimin mbështetës të pranisë së *E. coli* në grupin e *koliformëve fekale* u aplikua metoda Standard Methods 9222 D (APHA 2017) duke përdorur terrenin selektiv endo agar. Mostrat u inkubuan në temperaturën 44.5°C për 24 orë duke mundësuar zhvillimin e kolonive tipike të *koliformëve fekale* ku kolonitë karakteristike me shkëlqim metalik u konsideruan pozitive për praninë e mundshme të *E. coli*. Kolonitë u numëruan dhe rezultatet u shprehën në CFU/100 ml.

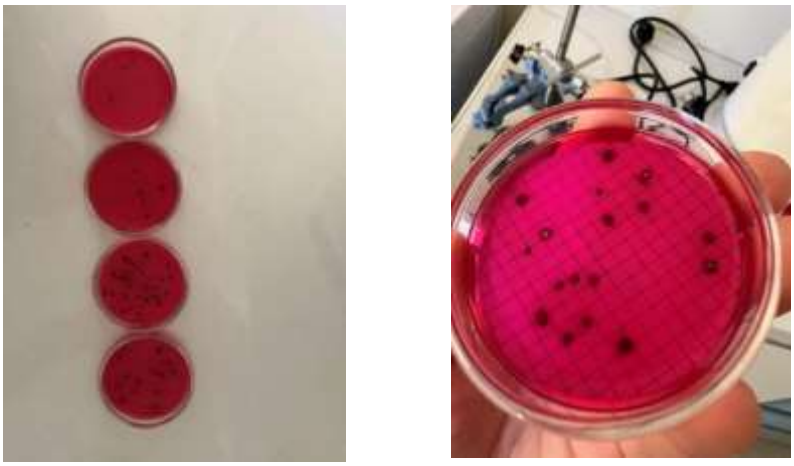


Figura 2.27. *Escherichia coli* me shkëlqim metalik në terrenin endo agar (O.Luka)

Kombinimi i metodave ISO 9308-1:2014 dhe Standard Methods 9222 D mundëson një qasje komplementare dhe bindëse në vlerësimin e *Escherichia coli* në mostrat e ujit ku metoda ISO 9308-1 ofron identifikim specifik dhe konfirmues të këtij mikroorganizmi ndërsa metoda 9222 D shërben si tregues mbështetës i ndotjes fekale dhe i pranisë së mundshme të tij. Përdorimi paralel i këtyre dy metodave rrit besueshmërinë e rezultateve përmes verifikimit të ndërsjellë duke siguruar një vlerësim më të detajuar të cilësisë mikrobiologjike të ujit të pijshëm (puseve) dhe duke minimizuar rrezikun e rezultateve të rreme pozitive ose negative.

2.6 Përpunimi dhe analiza statistikore e të dhënave

Të dhënat e mbledhura nga stacionet e monitorimit u përpunuan dhe u analizuan duke përdorur metoda statistikore përshkruese dhe shumëvariabëlshe. Për çdo parametër fiziko-kimik dhe mikrobiologjik u llogaritën treguesit statistikorë përshkrues (mesatarja, devijimi standard, kuartilet, koeficienti i asimetrisë dhe kurtosis), si dhe u vlerësua probabiliteti i shpërndarjes së vlerave të matura. Analiza sezonale u paraqit përmes histogrameve dhe box plot-eve.

Për vlerësimin e lidhjeve ndërmjet parametrave u zbatua korrelacioni jo-parametrik i Spearman me programin Minitab 22, ndërsa marrëdhënia ndërmjet cilësisë së ujërave të puseve dhe incidencës së sëmundjeve u trajtua përmes analizës së korrelacionit Spearman duke përdorur gjuhën programuese simbolike MATLAB R2024b. Grupimi i stacioneve të monitorimit, puseve dhe ujërave sipërfaqësorë, si dhe i parametrave të analizuar, u krye nëpërmjet Analizës Hierarkike të Grupimit (HCA) duke përdorur metodën e lidhjes dhe distancën euklidiane. Për reduktimin e dimensionalitetit dhe identifikimin e modeleve kryesore të variacionit u aplikua Analiza e Komponentëve Kryesorë (PCA) e paraqitur në formën Biplot për ujërat sipërfaqësorë. Të gjitha analizat u kryen me programin Minitab 22.

KAPITULLI III

REZULTATE DHE DISKUTIME

3.1 Rezultatet e parametrave fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë në zonën e studimit

Rezultatet e parametrave fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë të vlerësuara në zonën e studimit pasqyrojnë statusin aktual të cilësisë së ujërave sipërfaqësore dhe kontribuojnë në vlerësimin e proceseve natyrore dhe presioneve antropogjene që ndikojnë në ekosistemet ujore. Interpretimi i këtyre të dhënave mundëson identifikimin e burimeve të mundshme të ndotjes dhe evidentimin e dallimeve hapësinore në cilësinë e ujit, duke ofruar informacion të vlefshëm për menaxhimin dhe mbrojtjen e burimeve ujore

3.1.1 Rezultatet e parametrave fiziko-kimike

Në figuren 3.1. ilustrohet shpërndarja e temperaturës së ujit në 12 stacione. Rezultatet tregojnë se kemi ndryshime hapësinore të këtij parametri fizik në zonën e studiuar. Vlerat e regjistruara variojnë nga rreth

18.2°C deri në 22.7°C, një amplitudë relativisht të moderuar termike ndërmjet stacioneve.

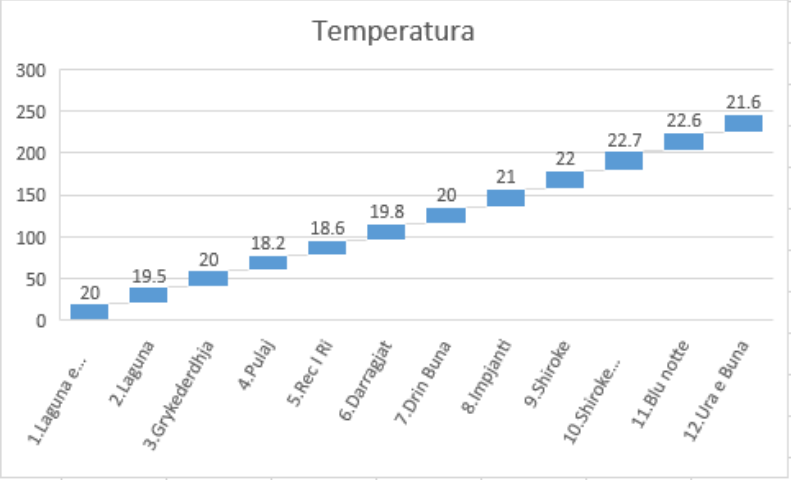


Figura 3.1 Vlerat e temperaturës në stacionet e studiuara

Stacionet si S4 (Pulaj) dhe S5 (Reci i Ri) tregojnë vlera më të ulëta të temperaturës (rreth 18.2–18.6°C) e cila mund të lidhet me ndikimin e burimeve ujore më të freskëta si prurjet nëntokësore dhe qarkullimi më i mirë i ujit. Ndërsa stacionet S10 (Shirokë) dhe S11 (Blu notte) dhe veçanërisht S12 (Ura e Bunës) shfaqin temperatura më të larta (mbi 22°C). Ky rezultat është i varur edhe me një ekspozim më të madh ndaj rrezatimit diellor, thellësi më të vogël të ujit dhe ndikime antropogjene të shumta. Temperatura ndikon drejtpërdrejtë në kiminë e ujit dhe luan rol të rëndësishëm në përcaktimin e parametrave të tjerë. Për shembull me rritjen e temperaturës së ujit do të rritet edhe përçueshmëria. Për çdo rritje prej 1°C vlerat e përçueshmërisë mund të rriten 2-4% (Miller, R.L et al 1988; Harilal et al, 2004)

Temperatura e ujit ndikohet nga një sërë faktorësh mjedisorë, duke përfshirë rrezatimet diellore, turbullira e ujit. Ujërat sipërfaqësore dhe ato të cekët janë më të ndjeshme ndaj këtyre ndryshimeve si rezultat i ekspozimit të drejtpërdrejtë, në krahasim me ujërat në thellësi të mëdha që kanë variacion të vogël të temperaturës (Pasquero, C. 2008)

Në figuren 3.2. është i paraqitur vlerat e pH-it në 12 stacione duke ofruar të dhëna të rëndësishme mbi karakterin acid-bazë të ujërave sipërfaqësore në zonën e studiuar. Në tërësi vlerat e pH-it luhaten brenda një intervali relativisht të ngushtë nga rreth 7.6 deri në 8.1. Vlerat e pH qëndrojnë brenda intervalit të rekomanduar për ujërat sipërfaqësore (6.5–8.5) sipas klasifikimit NIVA (Bratli, 2000) dhe në përputhje me parimet e vlerësimit ekologjik të Direktivës 2000/60/EC.

Bazuar në klasifikimin e cilësisë së ujërave sipas Norwegian Institute for Water Research (NIVA) të gjitha 12 stacionet e analizuara klasifikohen në kategorinë e cilësisë shumë të mirë për parametrin e pH.

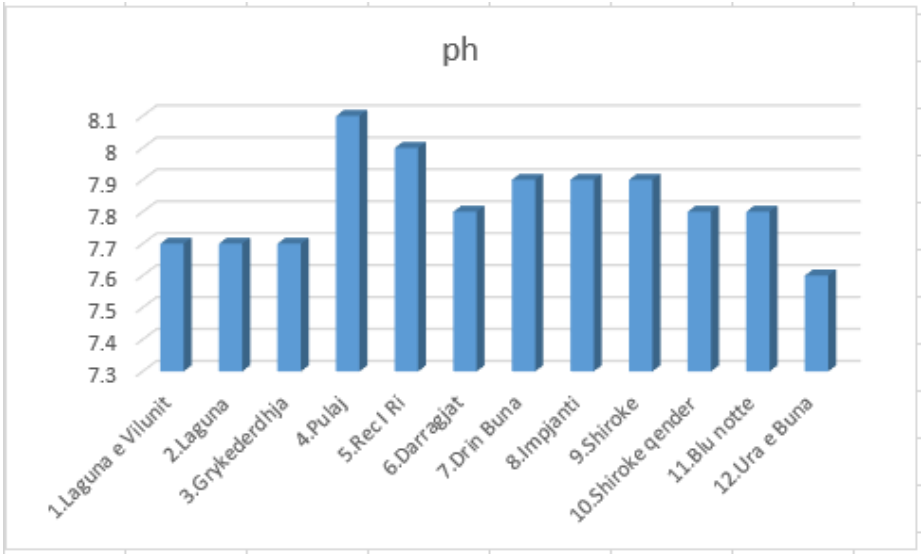


Figura 3.2. Vlerat e pH në stacionet e studiuara

Vlerat më të ulëta të pH-it regjistrohen në stacionet si S1, S2, S3 dhe S12 ku pH qëndron rreth 7.6-7.7. Këto nivele mund të lidhen kryesisht me ndikimin e proceseve natyrore si dekompozimi i lëndës organike dhe prania e CO_2 të tretur të cilat kontribuojnë në një ulje të lehtë të alkalinitetit. Në veçanti në zonat me rrjedhje të kufizuar dhe akumulim të materies organike këto procese janë më të theksuara (Wetzel, 2001).

Ndërkohë, vlerat më të larta të pH evidentohen në stacionin S4 rreth 8.1 si dhe në S5 dhe disa stacione të tjera si S1, S8 dhe S9 ku pH varion nga 7.9 në 8.0. Këto nivele më alkaline shpjegohen me aktivitetin fotosintetik të organizmave ujorë i cili redukton përqendrimin e CO_2 në ujë dhe rrit pH (Wetzel, 2001; APHA, 2017).

Në përgjithësi mungesa e luhatjeve ekstreme të pH sugjeron një stabilitet të mirë të sistemit ujor i cili ndihmon në ruajtjen e ekuilibrit kimik të ujit. Megjithatë, ndryshimet e lehta të vërejtura ndërmjet stacioneve pasqyrojnë ndikimin e faktorëve lokalë mjedisorë dhe antropogjenë.

Bazuar në klasifikimin e cilësisë së ujërave sipas Norwegian Institute for Water Research (NIVA) vlerat e turbiditetit në pjesën më të madhe të gjitha stacionet klasifikohen në kategorinë cilësisë e mirë. (figura 3.3.) përjashtim ben S12 ku shihet një devijim duke u klasifikuar në kategorinë e cilësisë mesatare. Rritja e turbiditetit në këtë pikë lidhet me faktorë të tillë si aktiviteti antropogjen në zonë dhe shkarkimi ujërave të zeza të patrajtuara. Sipas klasifikimit NIVA-s (Bratli, 2000) uji të jetë brenda cilësisë së mirë vlera duhet të jetë < 4 NTU, ndërsa për cilësi shumë të mirë duhet të jetë < 2 NTU.

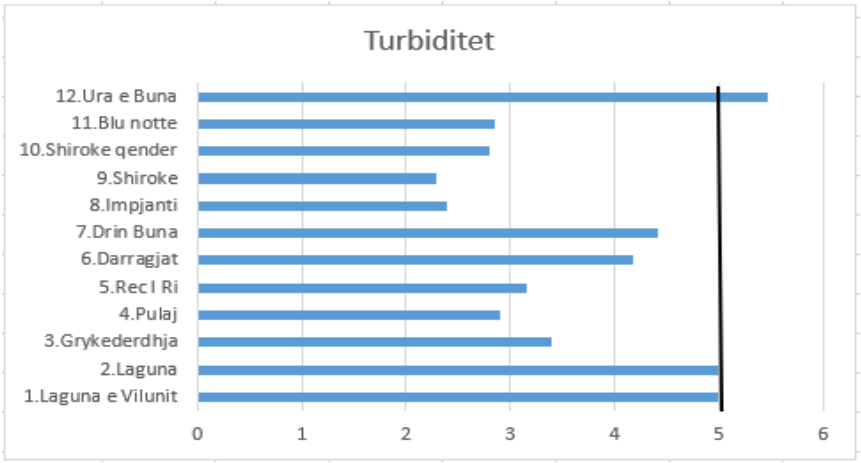


Figura 3.3. Vlerat e turbiditetit në stacionet e studiuara

Në figurë 3.4. vërehet ndryshim i përçueshmërisë elektrike (EC) në tre pika monitorimi S1 (laguna e Vilunit (Ada), S2 (laguna e vilunit (qënder)) dhe S3 (grykëderdhja) Vlerat e dy pikave të lagunës janë të ngjashme ku regjistrohen nivele mesatare rreth 22.000-23.000 µS/cm duke sugjeruar një përbërje të qëndrueshme të kripërave të tretura dhe një ndikim të modëruar të ujërave detarë. Ndërsa stacioni i grykederdhjes se Vilunit paraqert një rritje të ndjeshëm të EC duke arritur vlera rreth 44.000-45.000 µS/cm pothuajse dyfish më të lartë krahasuar me dy stacionet e tjera.

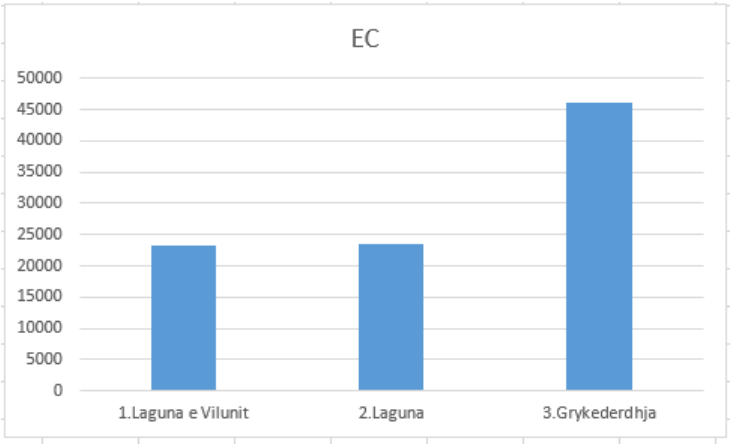


Figura 3.4. Vlerat e përcjellshmërisë elektrike në stacionet e studiuara

Kjo diference padiskutim tregon ndikimin e forte të ujit detar i cili rrit ndjeshëm përmbajtjen e joneve të tretura. Këto rezultate janë në përputhje me dinamikat tipike të sistemeve lagunore të lidhura me detin ku ndërveprimi ujë i ëmbël dhe ujë i kripur është

faktori kyç në përcaktimin e karakteristikave fiziko-kimike të ujit. (Carlos Duque *et al* 2018).

Nga studimet ndër vite rritja e vlerave të EC në zonën e grykëderdhjes përputhet me sjelljen tipike të ekosistemeve lagunore të lidhura me detin. Prania e ujërave detare në këto zona favorizon akumulimin e joneve të tretura dhe rrit përçueshmërinë elektrike ndërsa në sektorët më të brendshëm efekti hollues i ujërave të ëmbla kontribuon në uljen e saj. Kjo tregon se shkalla e ndikimit detar është një nga faktorët kryesorë që kontrollon variacionin e parametrave fiziko-kimikë përgjatë lagunës. (Zoidou, M *et al* 2022)

Përsa i takon ekosisteme të ujërave të ëmbla përcjellshmërisë elektrike sikurse vërehet edhe në figurën 3.5 vlera më e lartë rezulton në stacionin S4 (Pulaj) e cila tregon një përmbajtje më të lartë të joneve të tretura në ujë. Stacionet e tjera paraqitën vlera më të ulëta dhe relativisht të ngjashme. Këto rezultate sugjerojnë një mineralizim mesatar të ujit dhe tregojnë se stacioni S4 ndikohet nga faktorë lokalë që rrisin përqendrimin e kripërave të tretura krahasuar me stacionet e tjera.

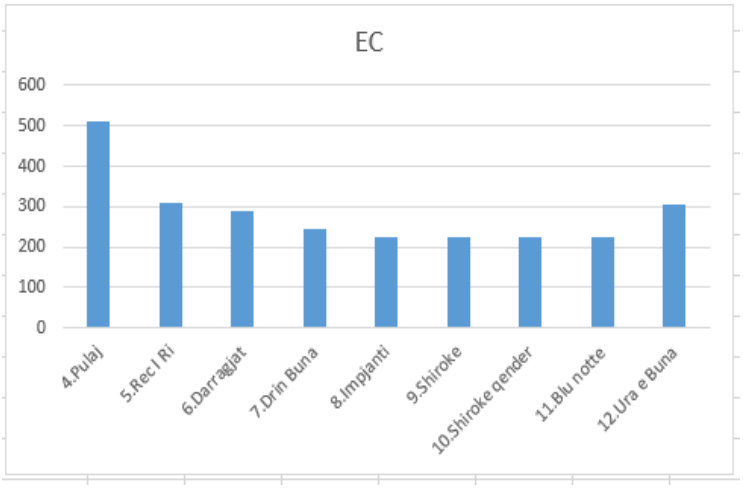


Figura 3.5. Vlerat e përcjellshmërisë elektrike në ekosisteme të ujërave të ëmbla

Në figura 3.6. tregohet shperndarjen e lëndët e ngurta totale të tretura (TDS).

Vlera më e lartë e TDS regjistrohet në S3 (Grykëderdhja) e lidhur kjo me dominimin në këtë stacion të ujërave detare.

Dy stacionet e tjera S1 dhe S2 paraqesin dukshëm vlera më të ulta e cila ka ndikim të kufizuar të ujit detarë. Këto nivele reflektojnë një sistem më të balancuar midis prurjeve të ujërave të ëmbel dhe ujërave të kripur.

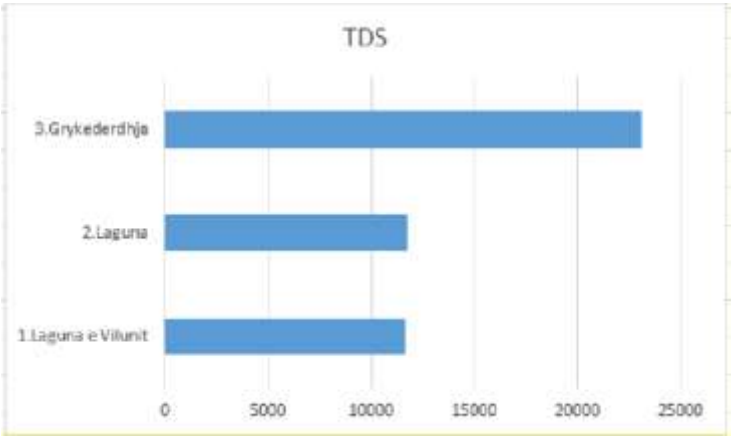


Figura 3.6. Vlerat e TDS në stacionet e studiuara

Në figuren 3.7 kemi stacionet 8-11 e cila evidentohet një uniformitet relativ i vlerave të TDS e cila sugjeron një stabilitet të kushteve hidrokimike në këtë segment. Ky homogjenitet tregon për një ndikim të kufizuar antropogjen si dhe për një shpërndarje të mirë të ngarkesës së substancave të tretura.

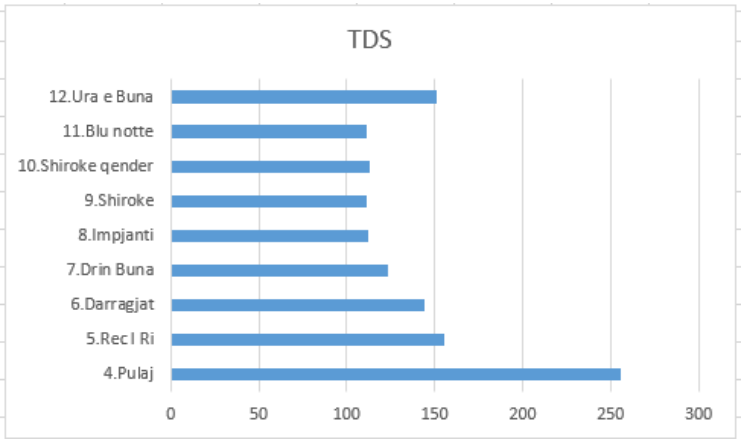


Figura 3.7. Vlerat e TDS në në ekosisteme të ujërave të ëmbla

Në stacionet 5-7 vihet re një rritje graduale e TDS, me kulm në stacionin 7 në zonën e bashkimit të Drinit dhe Bunës ku ndikojnë prurjet e kombinuara dhe ngarkesa sedimentare nga të dy lumenjtë. Stacionet 5 dhe 6 lidhen gjithashtu me aktivitet bujqësor, i cili kontribuon në rritjen progresive të TDS.

Vlera maksimale e TDS regjistrohet në stacionin 4 (Pulaj) si zonë fundore ku ndodh akumulimi i substancave të tretura dhe sedimenteve nga segmentet e sipërme.

Në figurën 3.8. paraqet nitritet një variabilitet të moderuar të përqendrimeve në stacionet e studiuara me shumicën e vlerave që luhaten rreth 0.0009-0.012 mg/L. Vihet re një rritje e konsiderueshme në stacionin S6 (Darragjat) duke përfaqësuar vleren më të lartë nder të gjitha pikat. Ky përqendrim i rritur lidhet kryesisht duke qënë një zonë me aktivitet bujqësorë. Një tjeter stacion i lartë dallohet tek S12 (Ura e Bunës) si pasojë e shkarkimit të ujërave të zeza të patrajtuara dhe aktivitetit antropogjenë në këtë zonë.

Në të kundërt stacionet si S11 (Blu notte) dhe S3 (grykëderdhja) paraqesin vlera më të ulëta duke reflektuar kufizim të burimeve ndotës. Vlerat për nitritet u interpretuan sipas sistemit të klasifikimit mjedisor të përdorur në kuadër të vlerësimit të gjendjes ekologjike të ujërave në përputhje me parimet e Direktivës 2000/60/EC ku uji klasifikohet shumë i mirë (I) në vlerën <0.01, mirë (II) në vlerën <0.06, moderuar (III) në vlerën <0.12, i dobët (IV) <0.3, dhe shumë i dobët (V) >0.3

Në përgjithësi shpërndarja e nitriteve tregon se ndotja është e lokalizuar dhe jo uniforme.

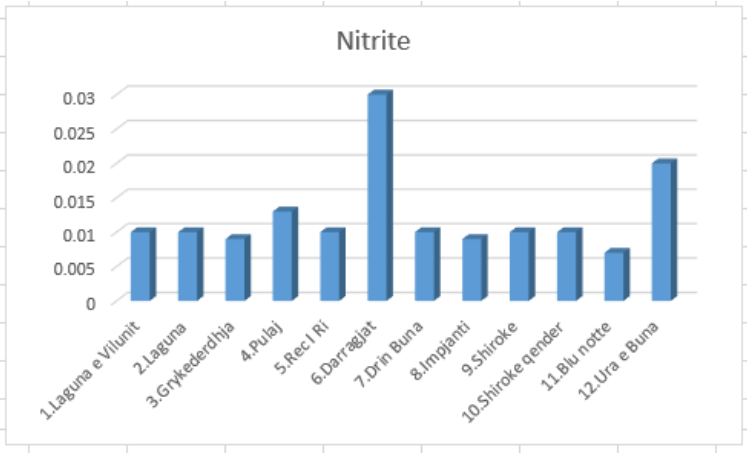


Figura 3.8. Vlerat e nitriteve në stacionet e studiuara

Në figurën 3.9. paraqet shpërndarjen e përqendrimit të amoniumit në 12 stacione duke reflektuar variabilitet të theksuar hapësinor të këtij parametri në ujërat sipërfaqësore të studiuara.

Në shumicën e stacioneve përqendrimet e amoniumit paraqiten të ulëta dhe relativisht të qëndrueshme, duke qenë në përputhje me kufijtë e përcaktuar nga Direktiva Kuadër e Ujit (2000/60/EC) për një gjendje të mirë ekologjike.

Në kontrast stacioni 12 (Ura e Bunës) karakterizohet nga përqendrime dukshëm më të larta të amoniumit duke u përcaktuar një gjendje me cilësi shumë të dobët të ujit. Ky nivel i rritur vjen si pasojë e shkarkimeve të ujërave të zeza të patrajtuara, rrjedhje nga aktivitetet urbane si dhe aktivitetet turistike në zonë. Vlerat për amoniumin u interpretuan sipas sistemit të klasifikimit mjedisor të përdorur në kuadër të vlerësimit të gjendjes ekologjike të ujërave në përputhje me parimet e Direktivës 2000/60/EC ku uji klasifikohet shumë i mirë (I) në vlerën <0.05, mirë (II) në vlerën <0.3, moderuar (III) në vlerën <0.6, i dobët (IV) <1.5, dhe shumë i dobët (V) >1.5.

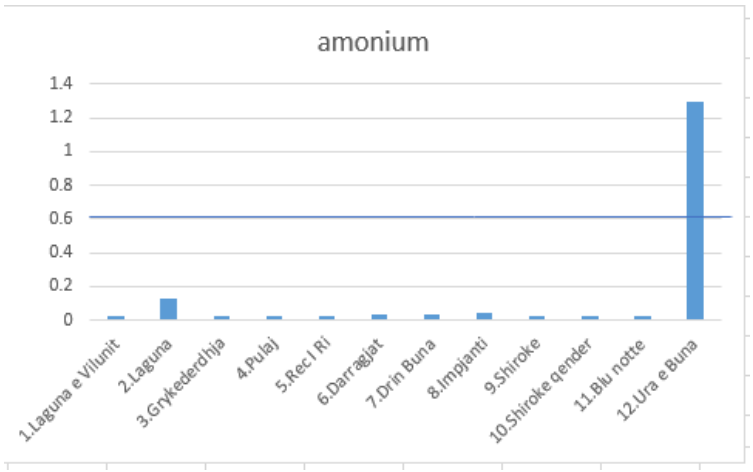


Figura 3.9. Vlerat e amoniumit në stacionet e studiuara

Bazuar në kriteret e përcaktuara nga Direktiva Kuadër e Ujit (2000/60/EC) stacionet 4, 5, 6, 7 dhe 12 (figura 3.15) klasifikohen në një gjendje me cilësi të moderuar të ujit ndërsa stacionet e tjera paraqesin një cilësi të mirë. Ky klasifikim tregon se në këto stacione evidentohet nga ndikimi i faktorëve antropogjenë në rritjen e ngarkesës së lëndëve ushqyese.

Cilësia e moderuar në këto pika sugjeron një nivel të ndërmjetëm të ndotjes ku ekosistemi ende ruan funksionet bazë por shfaq shenja të qarta të stresit ekologjik e cila lidhet me praninë e derdhjeve të ujërave të zeza urbane të patrajtuara, aktivitetet bujqësore dhe rrjedhjet sipërfaqësore të cilat kontribuojnë në shtimin e përqendrimit të lëndëve ushqyese në ujë. Vlerat për nitratet u interpretuan sipas sistemit të klasifikimit mjedisor të përdorur në kuadër të vlerësimit të gjendjes ekologjike të ujërave në përputhje me parimet e Direktivës 2000/60/EC ku uji klasifikohet shumë i mirë (I) në vlerën <0.8, mirë (II) në vlerën <2, moderuar (III) në vlerën <4 i dobët (IV) <10, dhe shumë i dobët (V) >10

Në kontrast stacionet e klasifikuara me cilësi të mirë karakterizohen nga përqendrime të ulëta të nitrate duke pasur një ndikim më të kufizuar antropogjen.

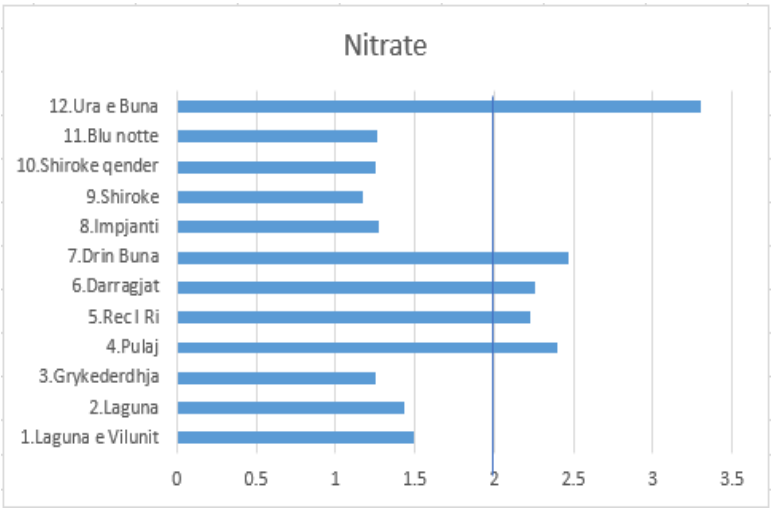


Figura 3.10 Vlerat e nitrateve në stacionet e studiuara

Shumica e stacioneve (figura 3.11) paraqesin përqendrime relativisht të ulëta të fosfateve duke qëndruar poshtë pragut të referencës së Direktivës Kuadër të Ujit (2000/60/EC). Kjo sugjeron një ndikim të kufizuar të burimeve antropogjene në këto zona si dhe një gjendje relativisht të mirë trofike të ujërave.

Megjithatë disa stacione dallohen për rritje të konsiderueshme të përqendrimeve, veçanërisht stacioni 6 (Darragjat) dhe në mënyrë më të theksuar stacioni 12 (Ura e Bunës) ku vlerat tejkalojnë ndjeshëm pragun e përcaktuar.(figura 3.11.)

Vlerat për fosfatin u interpretuan sipas sistemit të klasifikimit mjedisor të përdorur në kuadër të vlerësimit të gjendjes ekologjike të ujërave në përputhje me parimet e Direktivës 2000/60/EC ku uji klasifikohet shumë i mirë (I) në vlerën <0.05, mirë (II) në vlerën <0.10, moderuar (III) në vlerën <0.2, i dobët (IV) <0.5, dhe shumë i dobët (V) >0.5.
Këto rritje lidhet me shkarkimet e ujërave të ndotura urbane, aktivitetet bujqësore intensive dhe përdorimin e plehrave kimike të cilat kontribuojnë në rritjen e ngarkesës së fosforit në trupat ujorë. Prania e fosfateve në nivele të larta është një tregues thelbësorë i procesit të eutrofikimit i cili mund të çojë në zhvillim të tepërt të algave dhe ulje të oksigjenit të tretur duke ndikuar negativisht në ekosistemet ujore.

Në veçanti vlera shumë e lartë në stacionin 12 (Ura e bunës) sugjeron një pikë të nxehtë ndotjeje e cila kërkon vëmendje të menjëhershme dhe masa menaxhimi. Ndërkohë stacionet e tjera me vlera të moderuara si S4 (Pulaj) dhe S8 (Impjanti) mund të tregojnë ndikime lokale por jo në nivele kritike

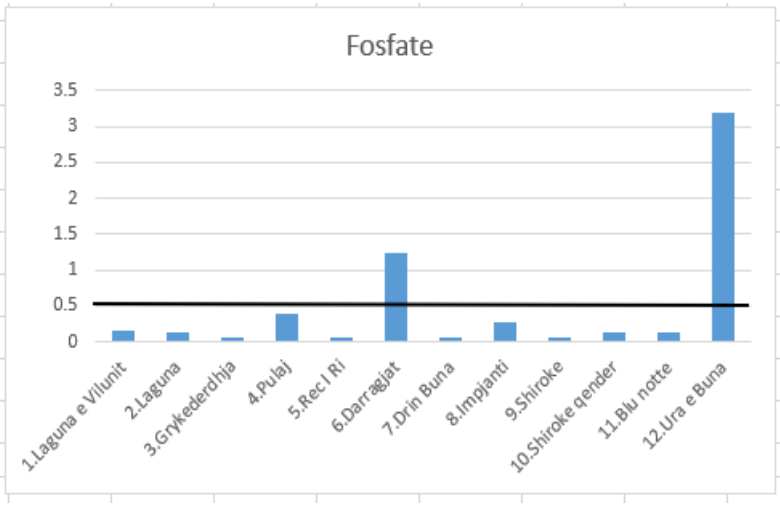


Figura 3.11. Vlerat e fosfateve në stacionet e studiuara

3.1.2 Rezultatet e indikatorëve bakterialë

Rezultatet e marra për parametrat e vlerësuar përr parametrat fiziko- kimikë dhe mikrobiologjikë janë dhënë në tabelat e Aneksit I. Në figurën 3.12. tregohen vlerat e *koliformëve fekalë* gjatë periudhës së studimit 2023-2025 së bashku me vlerat referuese kryesore ligjore dhe teknike për koliformët sipas Direktivës 76/160/EEC për cilësinë e ujërave larës të specifikuara në rregulloret e vendit tonë.

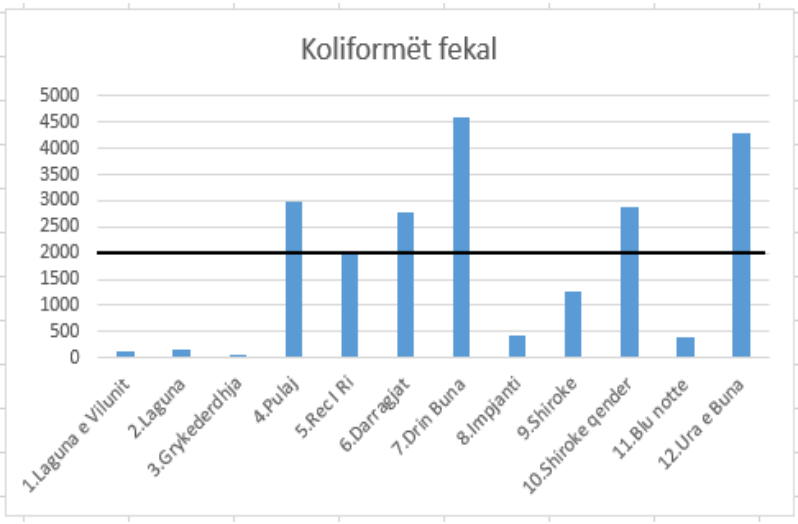


Figura 3.12. Vlerat e koliformëve fekalë në stacionet e marra në studim

Sikurse vërehet në figurën 3.12. pasqyrohen rezultatet e *koliformëve fekalë* në 12 pikat e kampionimit.

Stacioni 3 (grykëderdhja e Vilunit) karakterizohen nga përqendrime të ulëta të *koliformëve fekal* duke treguar një cilësi të shkëlqyer mikrobiologjike dhe një gjendje ekologjike relativisht të qëndrueshme në përputhje me kufijtë e përcaktuar në Tabelën 1.1 sipas Direktivës 76/160/EEC.

Stacionet 1, 2, 8, 9 dhe 11 paraqesin ngarkesë bakteriale minimale të *koliformëve fekal* duke demostruar cilësi të mirë dhe gjendje ekologjike në përputhje me direktiven. Këto zona mund të konsiderohen me ndikim të kufizuar nga burimet e ndotjes antropogjene dhe paraqesin kushte më të favorshme për përdorim rekreativ.

Në kontrast stacionet 4, 5, 6, 7, 10 dhe 12 tregojnë tejkalime të dukshme të vlerave limite të përcaktuara nga direktiva, duke reflektuar një ngarkesë të lartë mikrobiologjike dhe një nivel të konsiderueshëm ndotjeje fekale.

Rezultate e marra tregojnë se një pjesë e konsiderueshme e pikave të analizuara nuk përmbushin kriteret e cilësisë për ujërat larës duke i bërë ato të papërshtatshme për aktivitete rekreative dhe duke paraqitur rrezik potencial për shëndetin publik. Kjo situatë thekson nevojën për masa të menjëhershme menaxheriale dhe vlerwsim të vazhdueshëm për reduktimin e burimeve të ndotjes dhe përmirësimin e cilësisë së ujërave.

Në figurën 3.13 tregohen vlerat e *enterokokëve intestinal* gjatë periudhës së studimit 2023-2025 së bashku me vlerat referuese kryesore ligjore dhe teknike sipas Direktivës së re 2006/7/EC

Figura 3.13. Vlerat e enterokokëve intestinal në stacionet e studiuara

Përsa i takon *enterokokëve intestinal* të gjitha pikat e monitoruara u paraqiten brenda normave të lejuara duke u klasifikuar në cilësi e shkëlqyer bazuar në Direktiven e re 2006/7EC e përcaktuar në Tabelën 1.2. Ky rezultat sugjeron një nivel relativisht të ulët të ndotjes fekale dhe një situatë të favorshme nga pikëpamja e sigurisë për përdorime rekreative.

Megjithatë vërehet dy pika që kërkohet një vemendje më e theksuar në stacionin 12 (Ura e bunës) vlerë e lartë ndryshe nga pikat e tjera si rrjedhoje e shkarkimit të ujërave të zeza të patrajtuara si dhe me aktivitetet antropogjene intensive në këtë segment të rrjedhës së ujit. Prania e këtyre burimeve të ndotjes mund të kontribuojë në rritjen episodike të ngarkesës bakteriale.

Rezultatet e marra konfirmojnë një gjendje të shkëlqyer të mos pranisë së indikatorëve bakterial të ujërave të studiuara por njëkohësisht theksojnë rëndësinë e analizës për identifikimin e zonave me risk potencial. Monitorimi i vazhdueshëm i këtyre stacioneve është kyç për parandalimin e përkeqësimit të cilësisë së ujit dhe për garantimin e përputhshmërisë afatgjatë me standardet evropiane të cilësisë së ujërave larës.

3.2 Analiza statistikore përshkruese (mesatarja, devijimi standard, kuartilet, asimetria dhe kurtosis) e parametrave fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë për çdo stacion vlerësimi

Analiza statistikore është realizuar për çdo stacion për të reflektuar ndryshimet hapësinore të cilësisë së ujit dhe për të identifikuar ndikimet specifike që veprojnë në secilin stacion të studiuar. Ndarja sipas stacioneve lejon një vlerësim më të saktë pasi çdo stacion përfaqëson një mikro-mjedis me karakteristika hidrologjike, hidrodinamike dhe antropogjene të ndryshme.

Në sistemet ujore si lumenjtë, liqenet dhe lagunat parametrat fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë nuk shpërndahen në mënyrë uniforme por ndikohen nga faktorë lokalë si shkarkimet urbane, aktivitetet bujqësore, prurjet natyrore, përzierja e ujërave, sedimentimi dhe ndikimi sezonal.

Analiza e detajuar për secilin stacion lejon evidentimin e tejkalimeve të parametrave fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë. Gjitashtu kjo metodë bën të mundur diferencimin ndërmjet ndikimeve natyrore dhe atyre me origjinë antropogjene duke ndikuar në identifikimin e burimeve të ndotjes dhe proceseve të shpërndarjes së saj në mjediset ujore**.** Përdorimi i treguesve statistikorë si mesatarja, devijimi standard, kuartilet, asimetria dhe kurtosis për çdo stacion lejon jo vetëm përshkrimin e gjendjes së përgjithshme të cilësisë së ujit, por edhe vlerësimin e stabilitetit ose paqëndrueshmërisë së parametrave në kohë.

Analiza e veçantë për çdo stacion është e domosdoshme për të garantuar një vlerësim të detajuar, të besueshëm dhe shkencërisht të konsoliduar të dinamikës së cilësisë së ujërave në zonën e studiuar.

Të dhënat statistikore për S1 tregojnë një variabilitet të konsiderueshëm midis parametrave fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë duke treguar ndikim të ndërsjellë të faktorëve natyrorë dhe antropogjenë në këtë ekosistem lagunor (tabela 3.1).

Tabela 3.1 Analiza statistikore përshkruese për stacionin S1 laguna e Vilunit

Parametrat e stacionit S1. Laguna e Vilunit	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Koliformë fekal	28	134	225.5	23	23	43	176	1100	1077	23	3.315	12.636
Enterokokë intestinal	28	30.9	13.3	21	23	23	39	75	54	23	1.970	4.057
Temperatura	28	20	6.9	10	12	21.8	27	28.7	18.7	27	-0.274	-1.597
pH	28	7.7	0.3	7	7.5	7.8	7.8	8.1	1.1	7.4	-0.900	0.077
Turbiditeti	28	4.9	5.0	2.0	2.9	3.3	3.3	28.8	26.7	3.2	4.208	19.710
EC	28	23334	7473	17430	17825	19263	27032	42600	25170	17600	1.422	1.058
TDS	28	11683	3726	8715	8912	9631	13516	21300	12585	8800	1.426	1.074
Nitrite	28	0.01	0.006	0.006	0.01	0.01	0.02	0.025	0.019	0.009	-0.470	-1.169
Amonium	28	0.022	0.004	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.013	0.02	1.632	1.168
Nitrate	28	1.4	0.1	1.28	1.36	1.5	1.5	1.72	0.44	1.3	-0.035	-1.354
Fosfate	28	0.1	0.04	0.07	0.09	0.1	0.1	0.21	0.14	0.18	-0.567	-1.257

Parametrat mikrobiologjikë veçanërisht *koliformët fekalë* dhe *enterokokët intestinalë* paraqesin vlera mesatare të larta (134 dhe 30.9 respektivisht) me devijim standard të konsiderueshëm dhe koeficient pozitiv të pjerrësisë (skewness 3.315 dhe 1.970). Kjo tregon shpërndarje të deformuar drejt vlerave të larta dhe prani episodike të ndotjes fekale të theksuar. Kurtosis shumë e lartë për koliformët (12.636) sugjeron shpërndarje me kulm të theksuar me episode të rralla por shumë intensive ndotjeje.

Turbiditeti paraqet variabilitet të lartë (SD 5.0; max 28.8) me skewness të fortë pozitiv (4.208) dhe kurtosis shumë të lartë (19.710) duke treguar prani të ngjarjeve ekstreme të ngarkesës me materiale pezull të lidhura me reshje, rryma dhe aktivitet antropogjen.

Parametrat e EC dhe TDS shfaqin vlera të larta mesatare (23334 µS/cm dhe 11683 mg/L) duke treguar mineralizim të konsiderueshëm të ujit. Shpërndarja e tyre është gjithashtu e anuar djathtas (skewness >1.4) duke sugjeruar episode të rritjes së ndikimit të ujërave detare

Parametrat nutrientë (nitrite, nitrate, amonium dhe fosfate) paraqesin përgjithësisht variabilitet të ulët deri mesatar me përjashtim të amoniumit që tregon skewness pozitiv (1.632) duke reflektuar ndotje organike të lokalizuar. Nitrati dhe fosfati shfaqin shpërndarje më të qëndrueshme dhe prirje drejt vlerave më të ulëta të kurtosis duke pasur stabilitet relativ.

Temperatura dhe pH tregojnë variabilitet të ulët me shpërndarje afër normales duke reflektuar kushte relativisht të qëndrueshme fizike të ujit.

Në përgjithësi laguna e Vilunit karakterizohet nga një dinamikë e lartë e ndotjes mikrobiologjike dhe fiziko-kimike me prani të episodeve ekstreme që ndikojnë ndjeshëm në shpërndarjen statistikore të parametrave.

Këto rezultate vijnë si pasojë e ndikimit të kombinuar të shkarkimeve antropogjene dhe proceseve natyrore hidrodinamike duke e bërë këtë stacion një zonë me ndjeshmëri të lartë ekologjike dhe kërkesë për vlerësim të vazhdueshëm.

Përsa i takon **stacionit S2**, të dhënat statistikore (tabela 3.2) tregojnë një dinamikë të ngjashme por me intensitet më të theksuar të disa parametrave ndotës krahasuar me stacionin 1 duke reflektuar heterogjenitet hapësinor të kushteve mjedisore në këtë ekosistem lagunor.

Tabela 3.2. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S2 laguna e Vilunit

Parametrat e stacionit S2. Laguna e Vilunit	**Nr i matjes**	**Mes**	**SD**	**Min**	**Q1**	**Mesoria**	**Q3**	**Max**	**Ampl**	**Moda**	**Skewness**	**Kurtosis**
oliformë fekal	28	166	240	23	39	43	285	1100	1077	43	2.511	7.555
Enterokokë intestinal	28	31	10.6	23	23	23	39	64	41	23	1.172	1.404
Temperatura	28	19.6	7.3	9.5	11	20.7	27	28.6	19.1	27	-0.224	-1.656
pH	28	7.7	0.3	7	7.6	7.8	7.9	8.1	1.1	7.8	-0.799	-0.098
Turbiditeti	28	5	4.9	1	2.8	3.2	4.9	25.6	24.5	1.0	3.142	10.985
EC	28	23450	6931	17200	18403	20500	26875	42200	25000	17200	1.469	1.451
TDS	28	11725	3465	8600	9201	10250	13437	21100	12500	8600	1.469	1.451
Nitrite	28	0.01	0.005	0.004	0.01	0.01	0.02	0.026	0.022	0.02	-0.917	0.577
Amonium	28	1.13	1.1	0.02	0.02	0.02	0.2	0.6	0.6	0.02	1.532	1.268
Nitrate	28	1.4	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	0.4	1.3	0.057	-0.913
Fosfate	28	1.1	0.04	0.06	0.09	0.1	0.1	0.2	0.1	0.09	0.333	-1.010

Parametrat mikrobiologjikë veçanërisht *koliformët fekalë* paraqesin një mesatare më të lartë (166) dhe devijim standard të madh (240) duke treguar variabilitet të konsiderueshëm dhe prani të episodeve të ndotjes së theksuar. Skewness pozitiv (2.511) dhe kurtosis e lartë (7.555) sugjerojnë shpërndarje jo normale me ngjarje ekstreme të ndotjes fekale megjithëse me frekuencë më të ulët por intensitet të lartë. *Enterokokët intestinalë* shfaqin gjithashtu shpërndarje të anuar djathtas (skewness 1.172) duke konfirmuar ndikim të burimeve të ndotjes organike.

Turbiditeti paraqet variabilitet të lartë (SD 4.9) dhe shpërndarje fort të deformuar (skewness 3.142; kurtosis 10.985) duke reflektuar prani të ngjarjeve episodike të ngarkesës me materiale pezull të cilat lidhen me reshje dhe trazim hidrodinamik të sedimenteve.

EC dhe TDS shfaqin vlera mesatare të larta (23450 µS/cm dhe 11725 mg/L) me skewness rreth 1.47 duke treguar një nivel të qëndrueshëm mineralizimi por me episode të rritjes së përqendrimeve të kripërave të tretura të cilat lidhen me ndikimin e ujërave detare.

Parametrat nutrientë tregojnë një situatë më të ndryshueshme. Amoniumi shfaq mesatare të lartë (1.13 mg/L) dhe variabilitet shumë të madh (SD 1.1) me skewness 1.532 duke sugjeruar ndotje organike të rëndësishme dhe burime të mundshme antropogjene. Nitritet dhe nitratet paraqesin shpërndarje më të qëndrueshme ndërsa fosfatet tregojnë një rritje të lehtë të variabilitetit dhe një shpërndarje relativisht të ekuilibruar. Temperatura dhe pH mbeten parametra relativisht të qëndrueshëm me variabilitet të ulët dhe shpërndarje afër normales duke reflektuar stabilitet.

Në tërësi stacioni S2 karakterizohet nga një ndikim më i theksuar i ndotjes mikrobiologjike dhe organike si dhe nga episode më të shpeshta të variabilitetit ekstrem në parametrat fizikë dhe kimikë. Këto rezultate vijnë si një presion më i madh antropogjen dhe një ndjeshmëri të lartë të sistemit lagunor ndaj ndryshimeve hidromorfologjike dhe ngarkesave ndotëse.

Të dhënat statistikore për **stacionin S3** (tabela 3.3), pasqyrojnë një mjedis tranzitor me karakteristika të ndërmjetme midis ujërave lagunore dhe atyre detare duke reflektuar ndikim të fortë hidrodinamik dhe përzierje të masave ujore.

Tabela 3.3. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S3 Grykëderdhja e Vilunit

Parametrat e stacionit S3. Grykederdhja e Vilunit	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Koliformë fekal	28	37	25.8	4	23	23	43	120	116	23	1.663	2.636
Enterokokë intestinal	28	47	52	21	23	23	43	240	219	23	3.073	9.076
Temperatura	28	20	7	10.8	11.8	21	27.8	28	17.8	28	-0.123	-1.681
pH	28	7.7	0.3	7	7.5	7.9	8	8.3	1.32	7	-1.103	-0.074
Turbiditeti	28	3.3	3.1	0.6	1.5	2.8	3.7	15.5	14.8	1.2	2.679	8.307

EC	28	46143	5174	29614	44925	46903	48304	55400	25786	47300	-1.177	3.172
TDS	28	23071	2587	14807	22462	23451	24152	27700	12893	23650	-1.177	3.172
Nitrite	28	0.009	0.003	0.006	0.006	0.009	0.01	0.016	0.01	0.009	1.169	0.661
Amonium	28	0.02	0.0007	0.020	0.02	0.02	0.02	0.023	0.003	0.02	3.089	9.565
Nitrate	28	1.2	0.04	1.18	1.1	1.25	1.3	1.33	0.15	1.25	-0.012	-0.849
Fosfate	28	0.06	0.02	0.02	0.02	0.07	0.08	0.11	0.09	0.07	-0.584	-0.511

Parametrat mikrobiologjikë tregojnë një sjellje heterogjene. *Koliformët fekalë* paraqesin vlera mesatare relativisht të ulëta (37) por me shpërndarje të anuar djathtas (skewness 1.663) duke sugjeruar episode të herëpashershme të ndotjes fekale. Ndërkohë *enterokokët intestinalë* shfaqin variabilitet shumë të lartë (SD 52) dhe shpërndarje fort të deformuar (skewness 3.073; kurtosis 9.076) duke treguar prani të ngjarjeve ekstreme dhe faktorë të lokalizuar ndotjeje mikrobiologjike.

Turbiditeti paraqet variabilitet të moderuar (mesatarja 3.3) por me skewness pozitiv (2.679) dhe kurtosis të lartë (8.307) duke reflektuar ngjarje episodike të rritjes së materialeve pezull të cilat lidhen me prurjet nga laguna dhe ndikimin e valëve detar.

EC dhe TDS shfaqin vlera shumë të larta mesatare (46143 µS/cm dhe 23071 mg/L) duke treguar një nivel të lartë kripëzimi tipik për zonat e ndërthurjes me ujërat detare. Skewness negativ (-1.177) sugjeron dominim të vlerave të larta dhe një shpërndarje të përqendruar drejt niveleve të kripëzimit të rritur ndërsa kurtosis pozitive (3.172) tregon shpërndarje më të theksuar rreth mesatares.

Parametrat nutrientë paraqesin përgjithësisht stabilitet. Nitratet dhe fosfatet kanë variabilitet të ulët dhe shpërndarje afër normales duke sugjeruar një gjendje relativisht të qëndrueshme. Nitritet dhe amoniumi tregojnë skewness pozitiv veçanërisht amoniumi (3.089; kurtosis 9.565) duke reflektuar prani të episodeve të rralla por të theksuara të ndotjes organike.

Temperatura dhe pH mbeten parametra të qëndrueshëm me variacion të kufizuar dhe shpërndarje afër normales duke reflektuar kushte fizike relativisht konstante.

Korrelacionet tregojnë S3 karakterizohet nga një ndikim i fortë i ujërave detare i reflektuar në nivelet e larta të kripëzimit si dhe nga një variabilitet i theksuar i parametrave mikrobiologjikë dhe të turbiditetit. Kjo zonë përfaqëson një sistem dinamik ku proceset e përzierjes transportit të sedimenteve dhe faktorëve antropogjen ndërveprojnë duke krijuar një mjedis me ndjeshmëri të lartë ndaj ndryshimeve mjedisore.

Të dhënat statistikore për **stacionin S4** (tabela 3.4), evidenton një gjendje të theksuar të ngarkesës mikrobiologjike të shoqëruar me variabilitet të konsiderueshëm në disa parametra kimikë ndërsa parametrat fizikë paraqesin një stabilitet relativ.

Tabela 3.4. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S4 lumi Buna-Pulaj

Paramerat e stacionit S4. Lumi Buna Pulaj	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Koliformë fekal	28	2968	2453	460	1100	1250	4525	7500	7040	1100	0.801	-0.905
Enterokokë intestinal	28	15	7	3	7	15	21	28	25	15	-0.187	-1.061
Temperatura	28	18.2	5.8	9.4	11.3	20.6	23.9	24.8	15.4	24	-0.407	-1.620
pH	28	8.1	0.5	7	7.5	8.3	8.4	8.6	1.65	7.4	-1.013	-0.654
Turbiditeti	28	2.9	0.8	0.86	2.5	3	3.5	3.9	3.1	2.9	-0.823	0.126
EC	28	450	225	242	275	353	489	965	723	242	1.266	0.257
TDS	28	221	106	121	137	176	244	482	361	121	1.358	0.769
Nitrite	28	0.013	0.005	0.004	0.008	0.014	0.01	0.02	0.017	0.01	-0.406	-1.180
Amonium	28	0.023	0.006	0.02	0.02	0.02	0.02	0.04	0.02	0.02	2.331	4.806
Nitrate	28	2.4	0.09	2.23	2.3	2.4	2.4	2.53	0.3	2.5	-0.230	-1.149
Fosfate	28	0.3	0.4	0.01	0.09	0.1	0.8	1.2	1.2	0.09	1.216	-0.533

Parametrat mikrobiologjikë tregojnë ndotje të lartë dhe të vazhdueshme. *Koliformët fekalë* kanë një mesatare shumë të lartë prej 2968 dhe devijim standard të konsiderueshëm (SD = 2453) me vlera që variojnë nga 460 deri në 7500. Kuartilet (Q1 = 1100; Q3 = 4525) tregojnë se një pjesë e madhe e mostrave përqendrohen në nivele të larta duke konfirmuar një ndotje të qëndrueshme. Shpërndarja paraqet një anshmëri të moderuar pozitive (skewness = 0.801) dhe kurtosis negative (-0.905) që sugjeron shpërndarje relativisht të sheshtë pa dominim të fortë të outliers. *Enterokokët intestinalë* paraqesin një mesatare prej 15 dhe variabilitet të moderuar (SD = 7) me shpërndarje pothuajse simetrike (skewness = -0.187) duke treguar një prani më të qëndrueshme dhe më pak ekstreme.

Ndër parametrat fizikë, temperatura (mesatarja 18.2°C; SD = 5.8) paraqet shpërndarje afërsisht simetrike duke reflektuar ndikimin sezonal. pH-ja është lehtësisht alkaline (mesatarja 8.1) me një shpërndarje të anuar majtas (skewness = -1.013) duke treguar dominim të vlerave më të larta të pH-së. Turbiditeti ka variabilitet të ulët (SD = 0.8) dhe shpërndarje të lehtë majtas duke sugjeruar kushte relativisht të qëndrueshme të qartësisë së ujit.

Parametrat kimikë tregojnë variabilitet të ndryshëm. Përçueshmëria elektrike (EC) dhe TDS paraqesin variabilitet të lartë dhe shpërndarje të anuar djathtas (skewness >1) duke reflektuar rritje të herëpashershme të përmbajtjes së kripërave të tretura. Nitritet dhe nitratet paraqesin variabilitet të ulët dhe shpërndarje afërsisht simetrike duke treguar një shpërndarje relativisht uniforme. Amoniumi karakterizohet nga një skewness i lartë (2.331) dhe kurtosis (4.806), duke sugjeruar prani episodike të përqendrimeve më të larta. Fosfatet shfaqin variabilitet të lartë (SD = 0.4) dhe një shpërndarje të anuar djathtas (skewness = 1.216) duke treguar faktorët e mundshme nga burime antropogjene.

Rezulton se stacioni Pulaj në lumin Buna karakterizohet nga ndotje e konsiderueshme mikrobiologjike dhe variabilitet i lartë në disa parametra kimikë ndërsa parametrat fizikë mbeten relativisht të qëndrueshëm.

Të dhënat statistikore për **stacionin S5** (tabela 3.5), tregojnë një profil të ndotjes së theksuar mikrobiologjike dhe një variabilitet të moderuar të parametrave fiziko-kimikë duke reflektuar ndikimin e drejtpërdrejtë të aktiviteteve antropogjene dhe dinamikën e rrjedhës lumore.

Tabela 3.5. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S5 lumi Buna-Reç i Ri

Parametrat e stacionit S5. Lumi Buna Reç i ri	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Koliformë fekal	28	2022	1249	460	1100	1400	2800	4600	4140	1100	0.801	-0.618
Enterokokë intestinal	28	19	12	0	9	20	22	43	43	21	0.631	-0.366
Temperatura	28	18.6	5.5	10.1	12.8	20	24.2	25.1	15	13	-0.250	-1.666
pH	28	8	0.4	7.2	7.5	8.2	8.3	8.6	1.3	8.2	-0.882	-0.887
Turbiditeti	28	3.1	2.2	0.7	1.8	2.8	3.5	11.6	10.9	0.7	2.736	8.512
EC	28	311	76	230	253	271	406	440	210	255	0.670	-1.329
TDS	28	155	38	115	126	135	203	220	105	121	0.669	-1.330
Nitrite	28	0.018	0.015	0.005	0.008	0.01	0.02	0.09	0.08	0.008	3.540	15.841
Amonium	28	0.02	0.005	0.01	0.02	0.02	0.02	0.03	0.02	0.02	0.203	0.705
Nitrate	28	2.2	0.09	2.08	2.1	2.2	2.3	2.38	0.3	2.3	-0.041	-1.212
Fosfate	28	0.07	0.02	0.03	0.05	0.07	0.09	0.1	0.09	0.06	0.363	-0.330

Parametrat mikrobiologjikë paraqesin nivele shumë të larta të ndotjes. *Koliformët fekalë* kanë një mesatare të lartë (2022) me devijim standard të konsiderueshëm (1249) dhe amplitudë të gjerë (4140) duke treguar variabilitet të madh dhe praninë e vazhdueshme të burimeve të ndotjes fekale. Skewness pozitiv (0.801) sugjeron shpërndarje të anuar drejt vlerave më të larta, ndërsa kurtosis negative (-0.618) tregon një shpërndarje relativisht të sheshtë. *Enterokokët intestinalë* paraqesin vlera mesatare më të ulëta (19) por me variabilitet të dukshëm dhe shpërndarje të moderuar positive duke reflektuar ndotje të qëndrueshme mikrobiologjike.

Turbiditeti paraqet një mesatare të ulët (3.1) por me skewness të lartë pozitiv (2.736) dhe kurtosis të theksuar (8.512) çka tregon prani të episodeve të rralla por intensive të rritjes së materialeve pezull. Këto lidhen me reshjet dhe aktivitetin njerëzor në këtë zonë.

EC dhe TDS shfaqin vlera relativisht të ulëta (311 µS/cm dhe 155 mg/L) karakteristike për ujëra të ëmbla me shpërndarje relativisht simetrike dhe kurtosis negative duke reflektuar stabilitet të përbërjes minerale.

Ndër parametrat nutrientë, nitritet paraqesin variabilitet shumë të lartë (skewness 3.540; kurtosis 15.841) duke treguar episode të forta të ndotjes dhe procese aktive të

transformimeve të azotit. Amoniumi paraqet shpërndarje relativisht të qëndrueshme ndërsa nitratet dhe fosfatet shfaqin variabilitet të ulët dhe shpërndarje afër normales duke sugjeruar një gjendje relativisht të stabilizuar trofike.

Temperatura dhe pH tregojnë variacion të kufizuar dhe shpërndarje afër normales duke reflektuar kushte fizike relativisht të qëndrueshme të ujit.

Stacioni S5 rezulton se karakterizohet nga një ndotje e lartë fekale dhe episode të theksuara të variabilitetit në parametrat e azotit dhe turbiditetit. Këto rezultate tregojnë ndikim të vazhdueshëm të burimeve antropogjene.

Të dhënat statistikore për **stacionin S6** (tabela 3.6) evidentojnë një nivel të lartë të ndotjes mikrobiologjike dhe një variabilitet të moderuar të parametrave fiziko-kimikë duke reflektuar ndikim të konsiderueshëm antropogjen dhe procese dinamike hidrologjike në këtë segment të lumit.

Tabela 3.6. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S6 lumi Buna-Darragjat

Parametrat e stacionit S6.Lumi Buna Darragjat	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Koliformë fekal	28	2765	2115	110	1100	2400	4200	7500	7390	1100	0.834	-0.122
Enterokokë intestinal	28	20	16	4	14	15	21	75	71	14	2.399	5.929
Temperatura	28	19.8	5.7	12.6	13.7	20.2	25.7	27	14.4	26.2	-0.024	-1.947
pH	28	7.8	0.4	7	7.3	8.1	8.1	8.4	1.4	8.1	-0.966	-0.706
Turbiditeti	28	4.1	1.9	0.8	3	3.4	6.1	8.4	7.4	2.2	0.706	-0.374
EC	28	288	65	212	236	259	371	422	210	234	0.759	-1.037
TDS	28	144	32	106	118	129	185	211	105	122	0.759	-1.036
Nitrite	28	0.03	0.01	0.02	0.02	0.02	0.03	0.06	0.04	0.02	1.685	2.620
Amonium	28	0.03	0.01	0.02	0.02	0.03	0.03	0.09	0.07	0.02	2.532	6.854
Nitrate	28	2.2	0.09	2.1	2.1	2.2	2.3	2.4	0.3	2.1	0.357	-1.024
Fosfate	28	1.25	0.1	1.07	1.1	1.2	1.3	1.41	0.34	1.1	-0.205	-1.383

Parametrat mikrobiologjikë tregojnë një ngarkesë të lartë ndotjeje. *Koliformët fekalë* paraqesin një mesatare shumë të lartë (2765) me devijim standard të madh (2115) dhe amplitudë të gjerë (7390) duke treguar variabilitet të theksuar dhe prani të vazhdueshme të ndotjes fekale. Skewness pozitiv (0.834) sugjeron shpërndarje të anuar djathtas ndërsa kurtosis afër zeros (-0.122) tregon një shpërndarje relativisht të sheshtë. *Enterokokët intestinalë* shfaqin gjithashtu variabilitet të lartë (SD 16) dhe shpërndarje fort të deformuar (skewness 2.399; kurtosis 5.929) duke reflektuar episode të theksuara të ndotjes mikrobiologjike.

Turbiditeti paraqet variabilitet të moderuar (mesatarja 4.1) me skewness pozitiv (0.706) duke sugjeruar një shpërndarje të lehtë drejt vlerave më të larta por pa prani të ekstremeve shumë të theksuara. Kjo tregon një ngarkesë të qëndrueshme të materialeve pezull në ujë. EC dhe TDS shfaqin vlera të ulëta (288 µS/cm dhe 144 mg/L) karakteristike për ujëra të

ëmbla me shpërndarje relativisht simetrike dhe kurtosis negative duke reflektuar stabilitet në përbërjen jonike.

Parametrat nutrientë tregojnë variabilitet të ndryshëm. Nitritet dhe amoniumi paraqesin skewness të lartë pozitiv (1.685 dhe 2.532) duke treguar episode të ndotjes organike dhe procese aktive të transformimeve të azotit. Amoniumi në veçanti shfaq edhe kurtosis të lartë (6.854) duke sugjeruar prani të ngjarjeve ekstreme. Ndërkohë nitratet dhe fosfatet paraqesin shpërndarje më të qëndrueshme dhe variabilitet të kufizuar duke reflektuar një gjendje më të stabilizuar trofike.

Temperatura dhe pH mbeten relativisht të qëndrueshme me variacion të ulët dhe shpërndarje afër normales duke treguar kushte fizike të qëndrueshme në kolonën ujore.

Stacioni 6 rezulton se ka një ndotje të lartë fekale dhe një ndikim të madh nga burimet antropogjene veçanërisht në parametrat e azotit. Variabiliteti i moderuar i parametrave fizikë dhe kimikë i kombinuar me ngarkesën e lartë mikrobiologjike tregon një sistem lumor me presion të vazhdueshëm ndotjeje.

Të dhënat statistikore **stacionit S7** (tabela 3.7) për parametrat mikrobiologjikë tregojnë një ngarkesë të konsiderueshme ndotjeje. *Koliformët fekalë* paraqesin një mesatare të lartë prej 4607 me devijim standard të lartë (SD = 2401) duke reflektuar variabilitet të madh në kohë. Vlerat minimale dhe maksimale (700-9300) dëshmojnë për prani të episodeve të forta ndotjeje fekale. Skewness pothuajse neutral (0.091) sugjeron një shpërndarje relativisht simetrike ndërsa kurtosis negativ (-1.005) tregon një shpërndarje të sheshtë me mungesë të koncentrimit të vlerave rreth mesatares. *Enterokokët intestinalë* paraqesin një mesatare më të ulët por me variabilitet të dukshëm duke reflektuar ndikime të përziera nga të dy lumenjtë dhe burime të ndryshme ndotjeje.

Tabela 3.7. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S7 bashkimi Buna-Drin

Parametrat e stacionit S7. Bashkimi Drin Buna	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Koliformë fekal	28	4607	2401	700	2800	4300	7000	9300	8600	7500	0.091	-1.005
Enterokokë intestinal	28	21	11	0	14	20	28	43	43	9	0.303	-0.613
Temperatura	28	20.1	6.5	11.9	13.4	20.3	26.9	28.6	16.7	26	-0.005	-1.925
pH	28	7.9	0.3	7.1	7.5	8.1	8.1	8.3	1.2	8.1	-1.048	-0.583
Turbiditeti	28	4.4	1.8	0.7	3.4	3.9	5.7	7.8	7.1	2.9	0.246	-0.342
EC	28	246	19	202	234	249	260	286	84	233	-0.463	0.152
TDS	28	123	9.5	101	117	124	130	143	42	116	-0.466	0.145
Nitrite	28	0.011	0.004	0.004	0.008	0.01	0.01	0.018	0.014	0.008	-0.228	-1.209
Amonium	28	0.03	0.01	0.02	0.02	0.03	0.04	0.05	0.03	0.02	0.052	-1.482
Nitrate	28	2.4	0.3	2.1	2.2	2.3	2.6	3.4	1.2	2.24	1.476	1.487
Fosfate	28	0.06	0.02	0.03	0.04	0.06	0.08	0.1	0.08	0.03	0.183	-0.914

Në aspektin fizik temperatura mesatare prej 20.1°C dhe diapazoni i saj (11.9-28.6°C) pasqyrojnë ndikimin sezonal dhe përzierjen e ujërave me karakteristika të ndryshme termike. Vlerat e pH-së janë të qëndrueshme dhe pak alkaline (mesatarja 7.9) duke treguar kushte të favorshme për proceset biologjike dhe kimike. Turbiditeti (mesatarja 4.4 NTU) paraqet një variabilitet të moderuar i lidhur me transportin e sedimenteve dhe materialeve pezull në zonën e bashkimit të lumenjve.

Parametrat kimikë tregojnë një nivel mesatar të mineralizimit. Përçueshmëria elektrike (EC) dhe TDS kanë vlera relativisht të qëndrueshme (246 µS/cm dhe 123 mg/L) duke reflektuar përzierjen e ujërave me përbërje të ndryshme kimike. Nitritet dhe amoniumi paraqiten në nivele të ulëta (mesatarisht 0.011 mg/L dhe 0.03 mg/L) duke treguar mungesë të ndotjes në shumicën e rasteve. Nitratet (mesatarja 2.4 mg/L) shfaqin skewness pozitiv të theksuar (1.476) duke sinjalizuar rritje të përqendrimeve në disa periudha të tipit si rezultat i prurjeve bujqësore. Fosfatet (0.06 mg/L) mbeten në nivele relativisht të ulëta duke treguar një ngarkesë të kufizuar ushqyese.

Rezulton se zona e bashkimit të lumi Drin me lumi Buna paraqet një sistem dinamik ku cilësia e ujit ndikohet nga ndërthurja e burimeve natyrore dhe antropogjene. Megjithëse parametrat fizikë dhe kimikë tregojnë stabilitet relativ, niveli i lartë i treguesve mikrobiologjikë sugjeron presion të vazhdueshëm ndotës.

Ne **stacionin S8** (tabela 3.8) paraqet një interes të veçantë pasi reflekton ndikimin e drejtpërdrejtë të aktiviteteve antropogjene veçanërisht shkarkimeve urbane dhe proceseve të trajtimit të ujërave.

Tabela 3.8. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S8 lumi Buna-Impjanti

Parametrat e stacionit S8. Lumi Buna-Impjanti	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Koliformë fekal	28	418	534	23	55	240	460	2400	2377	43	2.247	6.031
Enterokokë intestinal	28	8	6	0	4	9	14	23	23	0	0.251	-0.471
Temperatura	28	21.4	7.1	12	13	23.8	28.5	30	18	12.7	-0.231	-1.804
pH	28	7.9	0.3	7.1	7.5	8	8.1	8.2	1.1	7.5	-1.110	0.001
Turbiditeti	28	2.4	1.5	0.8	1.4	1.8	3.2	7.6	6.7	1.3	1.910	4.025
EC	28	225	15	203	216	223	230	276	73	222	1.917	4.808
TDS	28	112	7.9	101.5	108	111	115	138	36.5	111	1.917	4.808
Nitrite	28	0.009	0.002	0.006	0.007	0.009	0.01	0.01	0.009	0.01	0.399	-0.900
Amonium	28	0.04	0.01	0.02	0.02	0.04	0.06	0.06	0.04	0.02	-0.076	-1.993
Nitrate	28	1.2	0.08	1.1	1.2	1.2	1.2	1.4	0.3	1.2	1.134	0.331
Fosfate	28	0.27	0.22	0.01	0.1	0.1	0.4	0.7	0.7	0.1	1.189	0.273

Në aspektin mikrobiologjik *koliformët fekalë* paraqesin një mesatare prej 418 por me devijim standard shumë të lartë (SD = 534) duke treguar një shpërndarje shumë heterogjene. Vlerat variojnë nga 23 deri në 2400 ndërsa skewness shumë i lartë pozitiv

(2.247) dhe kurtosis i theksuar (6.031) tregojnë qartë praninë e vlerave ekstreme. Kjo sugjeron episode të forta dhe të papritura ndotjeje fekale të cilat mund të lidhen me efikasitet të ndryshueshëm të impjantit. *Enterokokët intestinalë* paraqiten në nivele më të ulëta me shpërndarje relativisht të qëndrueshme dhe pa ekstreme të theksuara.

Parametrat fizikë tregojnë një stabilitet relativ. Temperatura mesatare (21.4°C) dhe diapazoni i saj (12–30°C) pasqyrojnë ndikimin sezonal. Vlerat e pH-së (mesatarja 7.9) janë pak alkaline dhe me variacion të ulët duke treguar kushte të qëndrueshme kimike. Turbiditeti paraqet një mesatare të ulët (2.4 NTU) por me skewness të lartë pozitiv (1.910) dhe kurtosis të lartë (4.025) duke reflektuar episode të rralla por të theksuara të rritjes së materialeve pezull si pasojë e shkarkimeve dhe reshjeve intensive.

Në aspektin kimik përçueshmëria elektrike (EC) dhe TDS kanë vlera mesatare (225 µS/cm dhe 112 mg/L) por karakterizohen nga skewness dhe kurtosis shumë i lartë pozitiv (1.917 dhe 4.808) duke treguar variacione të forta dhe prani të vlerave ekstreme në disa raste. Nitritet dhe amoniumi paraqiten në nivele të ulëta (0.009 mg/L dhe 0.04 mg/L) duke sugjeruar një ndotje të kufizuar megjithëse amoniumi tregon një shpërndarje të sheshtë (kurtosis negativ). Nitratet janë relativisht stabile (mesatarja 1.2 mg/L) ndërsa fosfatet paraqesin një mesatare më të lartë (0.27 mg/L) dhe variabilitet të madh (SD = 0.22) duke sugjeruar ndikim të rëndësishëm nga burime ushqyese potencialisht të lidhura me shkarkimet e impjantit.

Stacioni 8 në lumin Buna karakterizohet nga një cilësi e ujit relativisht e qëndrueshme në aspektin fizik dhe kimik por me evidencë të qartë të ndikimeve antropogjene veçanërisht në parametrat mikrobiologjikë dhe në përmbajtjen e fosfateve.

Stacioni S9 (tabela 3.9) përfaqëson një segment tipik liqenor ku ndërveprojnë proceset natyrore me ndikimet e moderuara antropogjene duke reflektuar një ekuilibër relativisht të qëndrueshëm të cilësisë së ujit.

Tabela 3.9. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S9 Liqeni i Shkodrës-Shirokë

Parametrat e stacionit S9. Liqeni i Shkodres-	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Koliformë fekal	28	1270	1172	43	340	1000	2375	4000	3957	460	1.031	-0.039
Enterokokë intestinal	28	10	6	0	7	9	14	23	23	9	0.331	-0.243
Temperatura	28	22.4	7.2	12.8	14.7	22.9	29.9	32	19.2	22.9	-0.067	-1.715
pH	28	7.9	0.4	7.1	7.4	8.1	8.2	8.2	1.1	8.1	-1.112	-0.623
Turbiditeti	28	2.29	2.28	0.4	1	1.3	2.6	9.5	9.1	1.3	2.518	6.310
EC	28	223	15	201	212	222	233	266	65	222	0.796	0.844
TDS	28	111	7.6	100	106	111	116	133	32	106	0.795	0.828
Nitrite	28	0.01	0	0.006	0.009	0.01	0.01	0.03	0.02	0.01	1.717	2.645
Amonium	28	0.02	0.01	0.001	0.02	0.02	0.03	0.06	0.06	0.02	1.040	0.926
Nitrate	28	1.1	0.08	0.9	1.1	1.1	1.2	1.4	0.4	1.1	0.354	0.654
Fosfate	28	0.06	0.01	0.04	0.06	0.07	0.08	0.1	0.07	0.06	0.038	-0.620

Në aspektin mikrobiologjik *koliformët fekalë* paraqesin një mesatare prej 1270 me devijim standard të lartë (SD = 1172) e cila tregon një variabilitet të konsiderueshëm në kohë. Intervali i gjerë i vlerave (43-4000) dhe skewness pozitiv (1.031) tregojnë shpërndarje të anuar djathtas, duke reflektuar episode të herëpashershme të ndotjes fekale. Kurtosis afër zeros (-0.039) sugjeron një shpërndarje afërsisht normale por me prani të vlerave të larta që ndikojnë mesataren. *Enterokokët intestinalë* paraqiten në nivele të ulëta me variabilitet të moderuar dhe shpërndarje relativisht simetrike duke treguar një ndikim më të kufizuar të ndotjes fekale krahasuar me koliformët.

Parametrat fizikë tregojnë një stabilitet karakteristik për një ekosistem liqenor. Temperatura mesatare prej 22.4°C dhe diapazoni i saj (12.8–32°C) pasqyrojnë qartë ndikimin sezonal. Vlerat e pH-së (mesatarja 7.9) janë pak alkaline dhe me variacion të ulët duke treguar kushte të favorshme për zhvillimin biologjik. Turbiditeti paraqet një mesatare relativisht të ulët (2.29 NTU) por me skewness shumë të lartë pozitiv (2.518) dhe kurtosis të theksuar (6.310) çka tregon praninë e episodeve të rralla por shumë të forta të rritjes së materialeve pezull të lidhura me prurje sipërfaqësore dhe trazim të sedimenteve.

Në aspektin kimik përçueshmëria elektrike (EC) dhe TDS tregojnë vlera të qëndrueshme (223 µS/cm dhe 111 mg/L) me një shpërndarje të lehtë drejt vlerave më të larta duke reflektuar një mineralizim të moderuar. Nitritet dhe amoniumi paraqiten në përqendrime shumë të ulëta (mesatarisht 0.01 mg/L dhe 0.02 mg/L) por me skewness pozitiv dhe kurtosis të lartë duke sinjalizuar rritje sporadike të lidhura me burime të përkohshme organike. Nitratet (mesatarja 1.1 mg/L) janë relativisht stabile ndërsa fosfatet (0.06 mg/L) tregojnë nivele të ulëta ushqyese dhe variabilitet të kufizuar.

Ky sracion, stacioni 9 në liqenin e Shkodrës karakterizohet nga një cilësi përgjithësisht e mirë e ujit me stabilitet në parametrat fizikë dhe kimikë por me evidencë të episodeve të ndotjes mikrobiologjike dhe rritjes së turbullirës.

Në **stacioni S10** (tabela 3.10) ndryshe nga disa stacione të tjera liqenore ky stacion shfaq një variabilitet më të theksuar për disa tregues duke reflektuar ndikime të mundshme lokale dhe ndërhyrje antropogjene më të dukshme.

Tabela 3.10. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S10 Liqeni i Shkodrës-Shirokë

Parametrat e stacionit S10. Liqeni i Shkodres	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Koliformë fekal	28	2873	1595	460	1625	2800	3900	7500	7040	2800	1.020	1.804
Enterokokë intestinal	28	13	7.3	3	4	14	20	23	20	4	0.004	-1.454
Temperatura	28	22.7	7.7	12.6	13.9	23.5	30.5	33.5	20.9	13.5	-0.084	-1.717
pH	28	7.8	0.3	7.1	7.5	8.1	8.1	8.2	1.0	8.1	-1.045	-0.651
Turbiditeti	28	2.8	1.4	0.8	2	2.7	3.4	7.7	6.9	3.4	1.511	4.466
EC	28	225	16	201	212	227	232	268	67	228	0.932	1.096
TDS	28	113	8	100.5	106	114	116	134	33	114	0.855	1.100

Nitrite	28	0.01	0.007	0.004	0.005	0.008	0.02	0.025	0.021	0.005	0.947	-0.950
Amonium	28	0.02	0.01	0.01	0.02	0.03	0.03	0.05	0.04	0.02	0.382	-0.340
Nitrate	28	1.2	0.05	1.2	1.2	1.2	1.2	1.3	0.1	1.2	1.173	0.389
Fosfate	28	0.1	0.03	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.930	-0.306

Në aspektin mikrobiologjik *koliformët fekalë* paraqesin një mesatare të lartë prej 2873 me devijim standard të konsiderueshëm (SD = 1595) e cila dëshmon për luhatje të forta të ngarkesës bakteriale. Vlerat variojnë nga 460 deri në 7500 duke treguar episode të përsëritura të ndotjes. Skewness pozitiv (1.020) dhe kurtosis i lartë (1.804) sugjerojnë shpërndarje të anuar djathtas me prani të vlerave ekstreme duke sinjalizuar ngjarje sporadike me ndotje të lartë fekale. Në të kundërt *enterokokët intestinalë* paraqesin një mesatare relativisht të ulët 13 dhe një shpërndarje pothuajse simetrike (skewness ≈ 0) duke treguar një prani më të qëndrueshme dhe më pak të ndikuar nga episode ekstreme.

Parametrat fizikë tregojnë një stabilitet tipik për një ekosistem liqenor. Temperatura mesatare (22.7°C) dhe diapazoni i saj i gjerë (12.6–33.5°C) pasqyrojnë ndikimin sezonal ndërsa skewness negativ shumë i vogël (-0.084) tregon një shpërndarje të balancuar. Vlerat e pH-së (mesatarja 7.8) janë të qëndrueshme dhe pak alkaline me variacion të ulët (SD = 0.3) duke sugjeruar kushte kimike të favorshme për jetën ujore. Turbiditeti paraqet një mesatare të ulët (2.8 NTU) por me skewness të lartë pozitiv (1.511) dhe kurtosis shumë të lartë (4.466) e cila tregon praninë e disa vlerave ekstreme që lidhen me prurje të materialeve pezull gjatë reshjeve

Sa i përket parametrave kimikë përçueshmëria elektrike (EC) dhe TDS tregojnë vlera relativisht të qëndrueshme (mesatarisht 225 µS/cm dhe 113 mg/L) me skewness pozitiv duke sugjeruar një tendencë drejt rritjes së lehtë të mineralizimit në disa raste. Nitritet dhe amoniumi paraqiten në përqendrime shumë të ulëta (mesatarisht 0.01 mg/L dhe 0.02 mg/L) duke treguar mungesë të ndotjes megjithëse shpërndarja e tyre e anuar djathtas sinjalizon rritje sporadike. Nitratet janë shumë të qëndrueshme (mesatarja 1.2 mg/L) me variacion minimal ndërsa fosfatet mbeten në nivele të ulëta (0.1 mg/L) duke treguar një ngarkesë të kufizuar ushqyese.

Edhe stacioni 10 në liqenin e Shkodrës karakterizohet nga një cilësi përgjithësisht e mirë e ujit në aspektin fizik dhe kimik por me indikatorë të qartë të ndikimit mikrobiologjik dhe episodeve të ndotjes fekale.

Në stacionin **S11 (tabela 3.11)** sa i përket parametrave mikrobiologjikë *koliformët fekalë* paraqesin një mesatare prej 385 me devijim standard të lartë (SD = 355) çka tregon luhatje të konsiderueshme në kohë. Intervali i gjerë i vlerave (23–1100) sugjeron praninë e episodeve sporadike të ndotjes kryesisht të lidhura me prurje sipërfaqësore dhe aktivitet antropogjen në zonat përreth. Skewness pozitiv (0.805) tregon një shpërndarje të anuar djathtas duke reflektuar disa vlera të larta ekstreme ndërsa kurtosis negativ (-0.387) sugjeron një shpërndarje relativisht të sheshtë. *Enterokokët intestinalë* paraqiten në nivele të ulëta duke treguar një ndotje fekale të kufizuar.

Tabela 3.11. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S11 Liqeni i Shkodrës-Shirokë

Parametrat e stacionit S11. Liqeni i Shkodres	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Koliformë fekal	28	385	355	23	43	320	640	1100	1077	460	0.805	-0.387
Enterokokë intestinal	28	10	6.9	0	7	9	14	23	23	9	0.196	-0.589
Temperatura	28	22.6	7.5	12.7	14.5	23	30.4	32	19.3	12.7	-0.085	-1.753
pH	28	7.8	0.4	7.1	7.4	8.1	8.1	8.6	1.5	8.1	-0.653	-0.864
Turbiditeti	28	2.8	1.5	0.7	2	2.5	3	7.1	6.3	2	1.338	1.664
EC	28	223	20	150	216	223	230	268	118	216	-1.232	6.714
TDS	28	111	10	75	107	111	115	134	59	111	-1.158	6.205
Nitrite	28	0.007	0.005	0.001	0.004	0.006	0.008	0.02	0.02	0.008	2.141	3.948
Amonium	28	0.02	0.009	0.01	0.01	0.02	0.02	0.05	0.04	0.02	1.540	2.908
Nitrate	28	1.2	0.1	1.1	1.1	1.2	1.2	1.9	0.8	1.2	2.799	8.579
Fosfate	28	0.1	0.04	0.06	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.364	0.365

Parametrat fizikë dëshmojnë për një stabilitet të mirë të mjedisit ujor. Temperatura mesatare prej 22.6°C dhe diapazoni i saj (12.7–32°C) pasqyrojnë ndikimin e fortë sezona tipik për një ekosistem liqenor. Vlerat e pH-së (mesatarja 7.8) janë brenda intervalit pak alkalin duke treguar kushte të favorshme për zhvillimin biologjik dhe procese të qëndrueshme kimike. Turbiditeti ka një mesatare relativisht të ulët (2.8 NTU) por me skewness të lartë pozitiv (1.338) dhe kurtosis pozitiv (1.664) e cila tregon praninë e disa episodeve me ngarkesë më të lartë të materialeve pezull.

Në aspektin kimik përçueshmëria elektrike (EC) dhe TDS paraqesin vlera të ulëta dhe të qëndrueshme (mesatarisht 223 µS/cm dhe 111 mg/L) duke reflektuar një mineralizim të moderuar të ujit. Skewness negativ dhe kurtosis shumë i lartë për këta parametra sugjerojnë përqendrim të madh të vlerave rreth mesatares me disa devijime të rralla. Nitritet dhe amoniumi paraqiten në përqendrime shumë të ulëta (mesatarisht 0.007 mg/L dhe 0.02 mg/L) duke treguar mungesë të ndotjes organike. Megjithatë skewness dhe kurtosis i lartë pozitiv për këta tregues sinjalizon raste sporadike të rritjes së tyre. Nitratet (mesatarja 1.2 mg/L) dhe fosfatet (0.1 mg/L) tregojnë nivele të ulëta të lëndëve ushqyese.

Në **stacionin S12** (tabela 3.12) për sa i përket treguesve mikrobiologjikë *koliformët fekalë* paraqesin një mesatare të lartë prej 4279 me devijim standard të konsiderueshëm (SD = 2423) e cila tregon shpërndarje të gjerë të vlerave dhe praninë e ndotjes së paqëndrueshme. Vlerat minimale (75) dhe maksimale (7500) tregojnë episode të ndryshme ndotjeje ndërsa mediana (3900) dhe kuartilet sugjerojnë se shumica e matjeve janë të përqendruara në intervalin 2800–6400. Skewness negativ (-0.213) tregon një shpërndarje lehtësisht të anuar majtas ndërsa kurtosis negativ (-1.116) sugjeron një shpërndarje më të sheshtë se normalja. *Enterokokët intestinalë* kanë një mesatare më të ulët por me variabilitet relativisht të lartë (SD = 41). Skewness pozitiv (0.929) tregon prirje drejt vlerave më të larta sporadike duke reflektuar ngarkesa episodike ndotjeje fekale.

Tabela 3.12. Analiza statistikore përshkruese për stacionin S12 lumi Buna-Ura e Bunës

Parametrat e stacionit S12. Lumi Buna-Ura e Bunës	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Koliformë fekal	28	4279	2423	75	2800	3900	6400	7500	7425	6400	-0.213	-1.116
Enterokokë intestinal	28	69	41	9	43	53	93	150	141	43	0.929	-0.188
Temperatura	28	21.6	5.7	13.6	15.8	23.8	27.2	28.5	14.9	26.3	-0.204	-1.815
pH	28	7.6	0.3	7	7.3	7.7	7.8	8.1	1.1	7.7	-0.766	-0.651
Turbiditeti	28	5.4	1.7	1.6	5	5.3	6	9	7.3	1.6	-0.225	0.872
EC	28	306	62	221	242	338	364	372	151	368	-0.260	-1.889
TDS	28	151	31	110	118	157	182	186	75	184	-0.108	-1.958
Nitrite	28	0.02	0.01	0.007	0.009	0.02	0.04	0.05	0.05	0.008	0.369	-1.411
Amonium	28	1.3	0.4	0.6	0.9	1.1	1.8	1.9	1.3	0.972	0.056	-1.844
Nitrate	28	3.3	0.1	3.1	3.2	3.3	3.5	3.6	0.5	3.22	0.186	-0.840
Fosfate	28	3.2	0.2	2.8	3.1	3.2	3.4	3.5	0.7	3.28	-0.762	-0.171

Parametrat fizikë tregojnë një stabilitet relativ. Temperatura ka një mesatare prej 21.6°C, me variacion sezonal të dukshëm (13.6–28.5°C), ndërsa skewness negativ (-0.204) tregon shpërndarje të balancuar. Vlerat e pH-së janë brenda intervalit neutral (mesatarja 7.6) me devijim të ulët (SD = 0.3) duke sugjeruar stabilitet kimik të mjedisit ujor. Turbiditeti (mesatarja 5.4 NTU) paraqet variabilitet të moderuar dhe kurtosis pozitiv (0.872) duke treguar prani të disa vlerave ekstreme.

Për parametrat kimikë përçueshmëria elektrike (EC) dhe TDS tregojnë një shpërndarje relativisht të qëndrueshme, me skewness negativ dhe kurtosis të ulët, çka tregon mungesë të vlerave ekstreme. Nitritet kanë përqendrime të ulëta (mesatarja 0.02 mg/L) ndërsa amoniumi paraqet vlera relativisht të larta (mesatarja 1.3 mg/L) duke treguar ndikim të mundshëm të ndotjes organike. Nitratet janë relativisht stabile (mesatarja 3.3 mg/L) ndërsa fosfatet (mesatarja 3.2 mg/L) tregojnë për një ngarkesë të konsiderueshme ushqyese.

3.3 Vlerësimi i ndotjes në stacionet e marra në studim dhe ndikimi i tyre në cilësinë e ujërave sipërfaqësore

Bazuar në vëzhgimet në terren përgjatë zonës së kampionimit u identifikuan problematikat kryesore që ndikojnë në cilësinë e burimeve ujore së bashku me faktorët shkaktarë dhe pasojat përkatëse.

Shkarkimeve e ujërave të zeza të patrajtuara të qytetit të Shkodres që derdhen në lumin Buna përfaqëson një burim të rëndësishëm mbi cilësinë e ujërave sipërfaqësore (figura 3.14). Këto shkarkime kontribuojnë në rritjen e ngarkesës organike dhe mikrobiologjike duke ndikuar negativisht në ekosistemin ujor.

Si pasojë e kësaj ndotjeje evidentohet një rrezik i shtuar për shëndetin publik i lidhur

kryesisht me ekspozimin ndaj mikroorganizmave patogjenë. Kjo situatë mund të favorizojë përhapjen e sëmundjeve duke përfshirë infeksionet gastrointestinale dhe patologji të tjera të transmetueshme nëpërmjet ujit dhe kontaktit me mjedisin e ndotur.

Figura 3.14. Shkarkim i ujërave të zeza të qytetit të Shkodrës në lumin Buna

Peshkimi i pakontrolluar sidomos gjatë periudhës së shumimit dhe mënyrat e paligjshme të peshkimit, së bashku me moszbatimin e kuadrit ligjor për mbrojtjen e faunës ujore përbën një problematikë të rëndësishme ekologjike. (figura 3.14)

Ndikojnë drejtpërdrejt në strukturën e popullatave të peshqve duke favorizuar reduktimin riprodhues.

Si pasojë shkakton një ulje të biodiversitetit ujor, zhdukja graduale e specieve të rralla dhe një pakësim i ndjeshëm i peshkut gjatë periudhave kritike të shumimit çka çon në destabilizim të ekosistemit ujorë.

Figura 3.15. Pamje nga peshkimi pa leje dhe peshqit e ngordhur në breg (O. Luka

Hedhja e mbeturinave në ujërat sipërfaqësorë përfaqëson një nga format më të rënda të ndotjes mjedisore e cila ndikon drejtpërdrejt në ekosistemet ujore dhe biodiversitetin. Mbeturinat urbane, plastikat, mbetjet industriale dhe ato organike shkaktojnë degradim të cilësisë së ujit.

Figura 3.16. Prania e mbetjeve antropogjene në brigjet dhe sipërfaqen e uji (O.Luka)

3.4 Rezultatet e korrelacionit Spearman për parametrat fiziko kimike dhe indikatorëve mikrobiologjikë

Korrelacioni i Spearman-it përdoret për të vlerësuar marrëdhënien midis dy variablave kur të dhënat nuk plotësojnë kushtet e analizës parametrike ose kur marrëdhënia midis variablave nuk është domosdoshmërisht lineare.

Korrelacioni Spearman është veçanërisht i vlefshëm sepse parametrat fiziko kimike dhe mikrobiologjikë shpesh kanë shpërndarje të pabalancuar dhe ndikohen nga faktorë të ndryshëm natyrorë dhe antropogjenë. Për këtë arsye Spearman lejon identifikimin e lidhjeve të qëndrueshme midis parametrave edhe kur këto lidhje nuk janë lineare.

Tabela 3.13. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S1-laguna e Vilunit

PARAMETRAT	Koeficienti Spearman (ρ)	p-values	Nr	Interpretimi i korrelacionit
Enterokokët intestinalë-Amonium	0.576**	0.001	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperaturë-Turbiditet	0.737**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Temperaturë -EC	0.874**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Temperaturë -TDS	0.878**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Temperaturë -Amonium	0.396*	0.037	28	Korrelacion pozitiv i dobët–mesatar
Temperaturë -Nitrate	0.787**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Temperaturë -Fosfate	0.901**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
pH-Nitrite	0.460*	0.014	28	Korrelacion pozitiv mesatar
EC-Turbiditet	0.599**	0.001	28	Korrelacion pozitiv mesatar,
EC-TDS	0.995**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
EC-Amonium	0.382*	0.045	28	Korrelacion pozitiv i dobët
EC-Nitrate	0.781**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë,

EC-Fosfate	0.773**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë,
TDS-Turbiditet	0.595**	0.001	28	Korrelacion pozitiv mesatar
TDS-Amonium	0.382*	0.045	28	Korrelacion pozitiv i dobët
TDS-Nitrate	0.781**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë,
TDS-Fosfate	0.799**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Nitrite-Turbiditet	0.549**	0.002	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Nitrite-Amonium	0.604**	0.001	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Turbiditet-Amonium	0.435*	0.021	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditet-Nitrate	0.609**	0.001	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Turbiditet-Fosfate	0.746**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Nitrite-Amonium	0.604**	0.001	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Nitrate-Amonium	0.487**	0.009	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Nitrate-Fosfate	0.872**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë

Bazuar në analizën e korrelacioneve Spearman, sikurse verehet edhe në tabelën 3.13 për stacionin S1 rezulton se kemi qartësisht ndërvarësi midis parametrave fiziko-kimike dhe mikrobiologjikë të ujërave të studiuara. Vlerat e koeficientëve sugjerojnë se temperatura luan një rol qendror në dinamikën e cilësisë së ujit duke shfaqur lidhje të forta deri shumë të forta me EC (p= 0.874), TDS (p= 0.878) fosfatet (p=0.901), nitratet (p=0.787) dhe turbullirën (p=0.737). Këto marrëdhënie tregojnë se rritja e temperaturës shoqërohet me intensifikim të proceseve të mineralizimit dhe rritje të ngarkesës ushqyese në ujëra.

Parametrat e mineralizimit EC dhe TDS paraqesin një lidhje pothuajse të plotë (p= 0.995) duke reflektuar faktin se të dy treguesit përfaqësojnë të njëjtin fenomen fizik. Për më tepër ata lidhen fort me përqendrimet e nitrateve dhe fosfateve (p≈0.77–0.80) e cila tregon ndikim të konsiderueshëm të faktorëve antropogjen në rritjen e ngarkesës jonike dhe nutrientëve. Turbullira shfaq korrelacione të qëndrueshme me shumicën e parametrave duke funksionuar si një tregues integrues i ndryshimeve në cilësinë e ujit.

Nga ana mikrobiologjike *enterokoket intestinale* shfaqin një lidhje të moderuar pozitive me amoniumin (p=0.576) duke treguar ekzistencën e ndotjes organike dhe mikrobiologjike në të njëjtën zonë. Nitritet dhe nitratet paraqesin gjithashtu korrelacione të rëndësishme me amoniumin (p=0.487–0.604) duke reflektuar vazhdimësinë e proceseve të transformimit të azotit në mjedisin ujor.

Në përgjithësi rezultatet evidentojnë një sistem të ndërlidhur ku faktorët fizikë intensifikojnë kushtet për rritjen e përqendrimeve kimike dhe ndikojnë indirekt edhe në komponentin mikrobiologjik të cilësisë së ujit.

Tabela 3.14. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S2-laguna e Vilunit

PARAMETRAT	Koeficienti Spearman (ρ)	p-values	Nr	Interpretimi i korrelacionit
Koliformët fekal- Enterokokët intestinalë	0.538**	0.003	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Enterokoket intestinal-Nitritet	0.462*	0.013	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Enterokokët intestinalë - Amonium	-0.423*	0.025	28	Korrelacion negativ mesatar
Temperatura-Turbiditet	0.680**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Temperatura-EC	0.691**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Temperatura-TDS	0.691**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Temperatura-Nitritet	0.581**	0.001	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperatura-Amonium	0.546**	0.003	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperatura-Nitratet	0.874**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Temperatura-Fosfatet	0.829**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
pH-Nitratet	0.405*	0.033	28	Korrelacion pozitiv mesatar
pH-Fosfate	0.436*	0.020	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditet-EC	0.574**	0.001	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditet-TDS	0.574**	0.001	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditet-Nitrite	0.455*	0.015	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditet-Nitrate	0.760**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Turbiditet-Fosfate	0.689**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
EC-TDS	1.000**	.	28	Korrelacion pozitiv perfekt
EC-Nitritet	0.712**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
EC-Nitratet	0.745**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
EC-Fosfate	0.736**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
TDS-Nitritet	0.712**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
TDS-Nitrate	0.745**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
TDS-Fosfate	0.736**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Nitritet-Nitratet	0.714**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Nitritet-Fosfatet	0.664**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Nitrate-Fosfate	0.891**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë

Përsa i takon **stacionit S2,** tabela 3.14 e korrelacioneve Spearman për *Koliformët fekalë* dhe *enterokokët intestinalë* tregon një lidhje pozitive mesatare (p=0.538) e cila tregon se të dy treguesit burojnë nga e njëjta origjinë ndotjeje fekale. Po ashtu enterokokët lidhen në mënyrë pozitive me nitritet (p=0.462) ndërsa paraqesin një lidhje negative mesatare me amoniumin (p=-0.423) duke treguar se transformimet e azotit në mjedisin ujor mund

të ndikojnë ndryshe në shpërndarjen e këtyre mikroorganizmave.

Ndër parametrat fizikë dhe kimikë temperatura shfaqet si faktor dominues duke pasur lidhje të forta deri shumë të forta me shumicën e treguesve të tjerë. Ajo lidhet fuqishëm me nitratet (p=0.874) dhe fosfatet (p=0.829) si dhe me EC, TDS dhe turbullirën (p≈ 0.68–0.69) duke treguar se rritja e temperaturës shoqërohet me intensifikim të proceseve që rrisin përqendrimin e substancave të tretura dhe nutrientëve në ujë.

EC dhe TDS tregojnë varësi të plotë (p=1.000) duke konfirmuar se ato përfaqësojnë të njëjtin aspekt të mineralizimit të ujit. Të dy këta parametra lidhen në mënyrë të fortë me nitritet, nitratet dhe fosfatet (p=0.712–0.745) duke sugjeruar ndikim të përbashkët të ndotjes me origjinë kryesisht antropogjene. Turbullira gjithashtu shfaq lidhje të qëndrueshme me këta parametra veçanërisht me nitratet dhe fosfatet (p=0.689-0.760) duke e bërë atë një tregues të mirë të ndryshimeve në cilësinë e ujit. Nitritet, nitratet dhe fosfatet janë të ndërlidhura fort ndërmjet tyre (p=0.664-0.891) çka tregon një cikël të përbashkët të azotit dhe fosforit në sistem.

Për stacionin S2 rezultatet tregojnë se cilësia e ujit përcaktohet nga ndërveprimi i ngushtë midis ndotjes mikrobiologjike dhe proceseve fiziko-kimike.

Tabela 3.15. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S3-Grykëderdhja

PARAMETRAT	Koeficienti Spearman (ρ)	p-values	Nr	Interpretimi i korrelacionit
Koliformët fekal - Temperatura	0.655**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Koliformët fekal -Nitritet	0.510**	0.006	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Koliformët fekal -Nitrate	0.504**	0.006	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Enterokokët intestinalë-Amonium	-0.419*	0.026	28	Korrelacion negativ mesatar
Temperatura-Turbiditet	0.515**	0.005	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperatura-Nitrite	0.827**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Temperatura-Nitrate	0.744**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Temperatura-Fosfate	0.561**	0.002	28	Korrelacion pozitiv mesatar
pH-Amonium	0.384*	0.043	28	Korrelacion pozitiv i dobët
pH-Nitrate	0.408*	0.031	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditet-Nitrite	0.486**	0.009	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditet-Nitrate	0.434*	0.021	28	Korrelacion pozitiv mesatar
EC-TDS	1.000**	.	28	Korrelacion pozitiv perfekt
EC-Nitrate	0.462*	0.013	28	Korrelacion pozitiv mesatar
TDS-Nitrate	0.462*	0.013	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Nitrite-Nitrate	0.813**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Nitrite-Fosfate	0.451*	0.016	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Nitratet-Fosfate	0.454*	0.015	28	Korrelacion pozitiv mesatar

Për **stacionin S3,** tabela 3.15 e korrelacioneve Spearman tregojnë një korrelacion pozitiv të fortë ndërmjet koliformëve dhe temperaturës duke treguar se rritja e temperaturës favorizon zhvillimin dhe mbijetesën e këtyre mikroorganizmave në mjedisin detar. Gjithashtu koliformet paraqesin korrelacione pozitive mesatare me nitritet dhe nitratet, e cila tregon se rritja e përqendrimit të lëndëve ushqyese lidhet me përkeqësimin e cilësisë mikrobiologjike të ujit.

Në mënyrë të ngjashme *enterokokët intestinalë* shfaqin një korrelacion negativ mesatar me amoniumin duke treguar një ndikim kompleks të kushteve kimike dhe ndërveprime ekologjike me mikroorganizma të tjerë në varësi të disponueshmërisë së nutrientëve.

Temperatura rezulton një faktor kyç në dinamikën e parametrave fiziko-kimikë duke shfaqur korrelacione të forta dhe shumë të forta me nitritet dhe nitratet si dhe korrelacion mesatar me fosfatet. Kjo tregon se rritja e temperaturës shoqërohet me intensifikimin e proceseve biogjeokimike dhe rritjen e përqendrimit të lëndëve ushqyese në ujë.

pH paraqet lidhje më të dobëta deri mesatare me format e azotit duke pasur një ndikim të moderuar në transformimet kimike. Turbiditeti shfaq korrelacione pozitive mesatare me nitritet dhe nitratet duke sugjeruar lidhje me rritjen e grimcave të pezulluara dhe ndotjes organike.

Parametrat EC dhe TDS kanë një korrelacion perfekt pozitiv ndërsa nitritet dhe nitratet tregojnë një lidhje shumë të fortë duke reflektuar proceset e ciklit të azotit.

Tabela 3.16. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S4-lumi Buna-Pulaj

PARAMETRAT	Koeficienti Spearman (ρ)	p-values	Nr	Interpretimi i korrelacionit
Koliformët fekal-Temperatura	0.412*	0.029	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Koliformët fekal -EC	0.630**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Koliformët fekal -Amonium	0.384*	0.043	28	Korrelacion pozitiv i dobët
Koliformët fekal -Nitrate	0.448*	0.017	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Koliformët fekal -Fosfate	0.392*	0.039	28	Korrelacion pozitiv i dobët
Koliformët fekal -Nitrite	0.601**	0.001	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Koliformët fekal -TDS	0.630**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Enterokokët intestinalë - Temperature	-0.404*	0.033	28	Korrelacion negativ mesatar
Temperatura-EC	0.638**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Temepratura-Nitrite	0.496**	0.007	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperatura-Amonium	0.686**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i forte
Tempertura-Nitrate	0.849**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Temperatura-TDS	0.638**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i forte
Temperatura-Fosfate	0.619**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i forte
pH-Nitrite	0.651**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i forte
EC-TDS	1.000**	.	28	Korrelacion pozitiv perfekt
EC-Nitrite	0.519**	0.005	28	Korrelacion pozitiv mesatar

EC-Amonium	0.393*	0.039	28	Korrelacion pozitiv i dobët
EC-Nitrate	0.560**	0.002	28	Korrelacion pozitiv mesatar
EC-Fosfate	0.472*	0.011	28	Korrelacion pozitiv mesatar
TDS-Nitrite	0.519**	0.005	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Nitrite-Amonium	0.519**	0.005	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Nitrite-Nitrate	0.747**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Nitrite-Fosfate	0.586**	0.001	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Amonium-Fosfate	0.428*	0.023	28	Korrelacion pozitiv mesatar

Për **stacionin S4,** tabela 3.16 e korrelacioneve Spearman tregojnë rezultate të tilla si: koliformet shfaqin korrelacione pozitive mesatare deri të forta me temperaturën (p=0.412), EC (p=0.630), nitritet (p=0.601) dhe TDS (p=0.630) duke treguar se rritja e ngarkesës mikrobiologjike lidhet me rritjen e mineralizimit dhe kushteve më të favorshme termike për zhvillimin bakterial. Korrelacionet me amoniumin, nitratet dhe fosfatet janë më të dobëta por mbeten statistikisht domethënëse duke reflektuar ndikimin e ndotjes ushqyese në përhapjen e koliformeve. *Enterokokët intestinal* shfaqin korrelacion negativ mesatar me temperaturën (p=-0.404) e cila tregon një reagim të ndryshëm ekologjik krahasuar me koliformet.

Ndër parametrat fiziko-kimike temperatura lidhet fort pozitivisht me EC, amoniumin, nitratet, fosfatet dhe TDS (p= 0.496–0.849) duke treguar se rritja e temperaturës favorizon procese që rrisin përqendrimin e joneve të tretura dhe nutrientëve.

Veçanërisht lidhja shumë e fortë midis temperaturës dhe nitrateve (p=0.849) tregon një ndikim të rëndësishëm të proceseve antropogjene në ciklin e azotit. EC dhe TDS shfaqin korrelacion perfekt (p=1.000) duke reflektuar varësi të drejtpërdrejtë fiziko-kimike midis këtyre dy treguesve të mineralizimit të ujit.

Në përgjithësi korrelacionet midis nitriteve, nitrateve, amoniumit dhe fosfateve (p=0.428-0.747) tregojnë një ndërveprim të fortë të nutrientëve duke pasur burime të përbashkëta ndotjeje kryesisht me origjinë antropogjene.

Këto rezultate theksojnë se cilësia mikrobiologjike e ujit është ngushtësisht e lidhur me parametrat fiziko-kimike duke reflektuar një sistem kompleks ndotjeje dhe ndërveprimesh ekologjike në ujërat e analizuara.

Tabela 3.17. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S5-lumi Buna-Reç i Ri

PARAMETRAT	Koeficienti Spearman (ρ)	p-values	Nr	Interpretimi i korrelacionit
Koliformët fekal - Enterokokët intestinalë	0.519**	0.005	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Koliformët fekal -EC	0.479**	0.010	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Koliformët fekal -TDS	0.481**	0.010	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Enterokokët intestinalë -pH	0.395*	0.038	28	Korrelacion pozitiv i dobët
Enterokokët intestinalë -EC	0.613**	0.001	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Enterokokët intestinalë - TDS	0.615**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Enterokokët intestinalë - Nitrite	0.441*	0.019	28	Korrelacion pozitiv mesatar

Temperatura-Amonium	0.579**	0.001	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperatura-Nitrate	0.606**	0.001	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Temperatura-Fosfate	0.898**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
pH-nitrite	0.563**	0.002	28	Korrelacion pozitiv mesatar
EC-TDS	1.000**	0.000	28	Korrelacion pozitiv perfekt
Nitrite-Nitrate	0.507**	0.006	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Amonium-Nitrate	0.533**	0.003	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Amonium-Fosfate	0.550**	0.002	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Nitrate-Fosfate	0.560**	0.002	28	Korrelacion pozitiv mesatar

Për **stacionin S5,** tabela 3.17 e korrelacioneve Spearman tregojnë se koliformet paraqesin lidhje pozitive mesatare me enterokokët (p=0.519), EC (p= 0.479) dhe TDS (p=0.481) e cila tregon se rritja e ngarkesës mikrobiologjike shoqërohet me rritje të mineralizimit të ujit. Në mënyrë të ngjashme enterokokët lidhen më fort me EC dhe TDS (p≈0.61) ndërsa shfaqin lidhje më të dobët me pH (p=0.395) dhe mesatare me nitritet (p=0.441) duke reflektuar ndikimin e kushteve kimike në praninë e tyre.

Temperatura paraqitet si një faktor i rëndësishëm në dinamikën e parametrave të tjerë duke shfaqur korrelacione mesatare me amoniumin (p=0.579) dhe të forta me nitratet (p=0.606) ndërsa lidhja me fosfatet është shumë e theksuar (p=0.898). Kjo tregon se rritja e temperaturës favorizon procese që çojnë në shtim të përqendrimeve të nutrientëve në ujë. EC dhe TDS tregojnë marrëdhënie të plotë lineare (p=1.000) duke konfirmuar se ato pasqyrojnë të njëjtin proces të përmbajtjes së kripërave të tretura.

Gjithashtu komponentët e ciklit të azotit dhe fosforit shfaqin lidhje të qëndrueshme mes tyre me korrelacione mesatare ndërmjet nitriteve, nitrateve, amoniumit dhe fosfateve (p=0.507-0.560) duke treguar një burim të përbashkët ndotjeje dhe procese të ndërlidhura transformimi kimik në mjedisin ujor.

Rezultatet tregojnë se cilësia e ujit është rezultat i ndërveprimit kompleks midis ndotjes mikrobiologjike, mineralizimit dhe faktorëve fizikë si temperatura.

Tabela 3.18. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S6-lumi Buna-Darragjat

PARAMETRAT	Koeficienti Spearman (ρ)	p-values	Nr	Interpretimi i korrelacionit
Koliformët fekal -EC	-0.433*	0.021	28	Korrelacion negativ mesatar
Koliformët fekal -Nitrite	-0.622**	0.000	28	Korrelacion negativ i fortë
al Koliformët fekal - TDS	-0.433*	0.021	28	Korrelacion negativ mesatar
Enterokokët intestinalë - EC	0.499**	0.007	28	Korrelacion pozitiv mesatar
okokët intestinalë - Temperature	-0.406*	0.032	28	Korrelacion negativ mesatar
Enterokokët intestinalë -TDS	0.499**	0.007	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperature-Turbiditet	0.401*	0.034	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperature-EC	-0.592**	0.001	28	Korrelacion negativ mesatar
Temperature-Amonium	0.491**	0.008	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperature-Nitrate	0.865**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë

Temperature-Fosfate	0.430*	0.022	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperature-TDS	-0.592**	0.001	28	Korrelacion negativ mesatar
pH-Fosfate	0.467*	0.012	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditet-Amonium	0.721**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Turbiditet-Nitrate	0.657**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Turbiditet-Fosfate	0.696**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
EC-TDS	1.000**	0.000	28	Korrelacion pozitiv perfekt
EC-Nitrate	-0.394*	0.038	28	Korrelacion negativ i dobët
TDS-Nitrate	-0.394*	0.038	28	Korrelacion negativ i dobët
Nitrite-Fosfate	0.618**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Nitrate-Amonium	0.688**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Nitrate-Fosfate	0.688**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë

Për **stacionin S6,** tabela 3.18 e korrelacioneve Spearman tregojnë se koliformët shfaqin korrelacione negative mesatare me EC (p=-0.433), TDS (p= -0.433) dhe një korrelacion negativ të fortë me nitritet (p= - 0.622) duke sugjeruar se rritja e këtyre parametrave mund të mos favorizojë zhvillimin e tyre. Në të kundërt enterokokët paraqesin lidhje pozitive mesatare me EC dhe TDS (p=0.499) ndërsa shfaqin korrelacion negativ me temperaturën (p= -0.406) duke treguar përgjigje të ndryshme ndaj faktorëve mjedisorë në krahasim me koliformet.

Temperatura shfaq një rol heterogjen duke u lidhur pozitivisht me turbullirën (p= 0.401) amoniumin (p=0.491), nitratet (p=0.865) dhe fosfatet (p=0.430) ndërsa paraqet korrelacione negative me EC dhe TDS (p= -0.592) çka tregon procese të ndryshme fiziko-kimike që ndikojnë në shpërndarjen e kripërave të tretura në varësi të kushteve lokale. EC dhe TDS ruajnë një lidhje perfekte (p=1.000) duke konfirmuar përfaqësimin e një procesi të vetëm të mineralizimit të ujit ndërsa shfaqin korrelacione të dobëta negative me nitratet (p= - 0.394).

Parametrat ushqyes (nitritet, nitratet, amoniumi dhe fosfatet) tregojnë ndërvarësi të forta pozitive ndërmjet tyre (p=0.618-0.688) duke reflektuar një cikël të integruar biogjeokimik dhe një burim të përbashkët ndotjeje kryesisht antropogjene. Turbullira gjithashtu lidhet fort me amoniumin, nitratet dhe fosfatet (p=0.657-0.721) duke e bërë atë një tregues të rëndësishëm të degradimit të përgjithshëm të cilësisë së ujit.

Për këtë stacion rezultatet tregojnë një sistem kompleks ku ndërveprimi midis ndotjes mikrobiologjike dhe proceseve fiziko-kimike nuk është linear por i ndikuar nga kushte të ndryshme mjedisore dhe burime të shumëfishta ndotjeje.

Tabela 3.19. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S7-bashkimi Drin- Buna

PARAMETRAT	Koeficienti Spearman (ρ)	p-values	nr	Interpretimi i korrelacionit
Koliformët fekal -Temperatura	0.383*	0.044	28	Korrelacion pozitiv i dobët
Koliformët fekal -Fosfatet	0.383*	0.044	28	Korrelacion pozitiv i dobët
Enterokokët intestinalë - Temperatura	-0.537**	0.003	28	Korrelacion negativ mesatar
Enterokokët intestinalë -Amonium	-0.515**	0.005	28	Korrelacion negativ mesatar

Enterokokët intestinalë -Nitrate	-0.614**	0.001	28	Korrelacion negativ i fortë
Enterokokët intestinalë -Fosfate	-0.480**	0.010	28	Korrelacion negativ mesatar
Temperature-Nitrite	0.762**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Temperature-Amonium	0.932**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Temperature-Nitrate	0.738**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Temperature-Fosfate	0.806**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
EC-TDS	1.000**	0.000	28	Korrelacion pozitiv perfekt
EC-Fosfate	-0.457*	0.014	28	Korrelacion negativ mesatar
TDS-Fosfate	-0.458*	0.014	28	Korrelacion negativ mesatar
Nitrite-Amonium	0.807**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Nitrite-Nitrate	0.594**	0.001	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Nitrite-Fosfate	0.774**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Amonium-Nitrate	0.783**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Amonium-Fosfate	0.786**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Nitrate-Fosfate	0.402*	0.034	28	Korrelacion pozitiv mesatar

Për **stacionin S7,** tabela 3.19 e korrelacioneve Spearman rezultatet evidentojnë se *koliformët fekalë* paraqesin një korrelacion pozitiv të dobët me temperaturën ($p=0.383$, $p<0.05$) dhe fosfatet ($p=0.383$, p, <0.05) duke sugjeruar se rritja e temperaturës dhe prania e lëndëve ushqyese favorizojnë në një masë të kufizuar zhvillimin e këtyre mikroorganizmave.

Në të kundërt *enterokokët intestinalë* shfaqin korrelacione negative statistikisht të rëndësishme me temperaturën, amoniumin, nitratet dhe fosfatet (ρ varion nga -0.480 në -0.614, $p < 0.01$). Kjo lidhje inverse sugjeron se këta indikatorë mikrobiologjikë priren të jenë më të qëndrueshëm në kushte me temperatura më të ulëta dhe përqendrime më të reduktuara të nutrientëve duke reflektuar burime të shumta ndotjeje dhe dinamika të ndryshme mbijetese në mjedis.

Një nga gjetjet më të rëndësishme është lidhja shumë e fortë pozitive ndërmjet temperaturës dhe parametrave të azotit dhe fosforit ($p=0.738–0.932$, $p < 0.001$) e cila tregon se rritja e temperaturës shoqërohet me rritje të konsiderueshme të përqendrimeve të nitriteve, nitrateve, amoniumit dhe fosfateve. Kjo lidhet me intensifikimin e proceseve biokimike dhe mineralizimit gjatë periudhave më të ngrohta.

Gjithashtu korrelacioni perfekt pozitiv midis EC dhe TDS ($p=1.000$, $p<0.001$) konfirmon varësinë e drejtpërdrejtë midis përçueshmërisë elektrike dhe përmbajtjes së lëndëve të tretura në ujë. Nga ana tjetër marrëdhëniet negative të moderuara midis EC, TDS dhe fosfateve sugjerojnë ndikime të mundshme të burimeve të ndryshme të ndotjes.

Korrelacionet e forta pozitive ndërmjet formave të ndryshme të azotit dhe fosfateve ($p=0.594–0.807$, $p < 0.001$) tregojnë një origjinë të përbashkët të këtyre ndotësve shpesh të lidhur me aktivitetet bujqësore dhe shkarkimet urbane.

Edhe për stacionin S7 rezultatet ofrojnë një pasqyrë të qartë mbi ndërveprimet midis parametrave dhe kontribuojnë në kuptimin e proceseve që ndikojnë në cilësinë e ujërave sipërfaqësore.

Tabela 3.20. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S8 Impjanti

PARAMETRAT	Koeficienti Spearman (ρ)	p-values	Nr	Interpretimi i korrelacionit
Koliformët fekal -Nitrite	0.445*	0.018	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperatura-Nitrite	0.683**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Temperatura-Amonium	0.681**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Temperatura-Fosfate	0.438*	0.020	28	Korrelacion pozitiv mesatar
pH-Nitrate	-0.493**	0.008	28	Korrelacion negativ mesatar
pH-Fosfate	0.477*	0.010	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditet-Nitrite	0.537**	0.003	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditet-Amonium	0.429*	0.023	28	Korrelacion pozitiv mesatar
EC-TDS	1.000**	.	28	Korrelacion pozitiv perfekt
Nitrite-Amonium	0.818**	0.000		Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Nitrite-Amonium	0.818**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Amonium-Nitrate	0.462*	0.013	28	Korrelacion pozitiv mesatar

Për **stacionin S8,** tabela 3.20 e korrelacioneve Spearman tregojnë se koliformët shfaqin korrelacion pozitiv mesatar me nitritet (p= 0.445) duke sugjeruar se prania e ndotjes mikrobiologjike shoqërohet me rritjen e formave të ndërmjetme të azotit. Temperatura paraqet rol të rëndësishëm në dinamikën e këtyre parametrave duke treguar lidhje të forta me nitritet (p=0.683) dhe amoniumin (p=0.681) si dhe lidhje mesatare me fosfatet (p=0.438) tregon që rritja e temperaturës favorizon procese mikrobiologjike dhe kimike që intensifikojnë ciklin e nutrientëve.

Parametri pH shfaq marrëdhënie të ndryshme me përbërësit e ciklit të azotit dhe fosforit duke treguar korrelacion negativ mesatar me nitratet (p= -0.493) ndërsa lidhet pozitivisht me fosfatet (p=0.477) duke reflektuar ndikimin e ndryshimeve të aciditetit në sjelljen kimike të këtyre komponimeve. Turbullira gjithashtu shfaq korrelacione pozitive mesatare me nitritet dhe amoniumin (p=0.429-0.537) duke sugjeruar se rritja e materialit të pezulluar lidhet me ngarkesën ushqyese në ujë.

EC dhe TDS paraqesin një lidhje perfekte (p=1.000) duke konfirmuar se përfaqësojnë të njëjtin proces të mineralizimit të ujit. Ndërkohë ndërveprimi midis formave të azotit është shumë i theksuar ku nitritet dhe amoniumi shfaqin korrelacion shumë të fortë (p=0.818) ndërsa amoniumi lidhet mesatarisht me nitratet (p=0.462) duke reflektuar faza të ndryshme të nitrifikimit.

Rezultatet për stacionin S8 tregojnë një sistem të integruar ku parametrat mikrobiologjikë dhe fiziko-kimikë janë të ndërlidhur ngushtë përmes proceseve të ciklit të azotit dhe ndikimit të kushteve mjedisore.

Tabela 3.21. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S9-Liqeni i Shkodrës

PARAMETRAT	Koeficienti Spearman (ρ)	p-values	nr	Interpretimi i korrelacionit
Koliformët fekal -Temperature	0.412*	0.030	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Koliformët fekal -Turbiditet	0.649**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Koliformët fekal -Amonium	0.618**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Koliformët fekal -Nitrate	0.616**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Enterokokët intestinalë-Temperature	-0.561**	0.002	28	Korrelacion negativ mesatar
Enterokokët intestinalë -EC	0.491**	0.008	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Enterokokët intestinalë -Fosfate	-0.515**	0.005	28	Korrelacion negativ mesatar
Enterokokët intestinalë -TDS	0.491**	0.008	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperature-Turbiditet	0.386*	0.043	28	Korrelacion pozitiv i dobët
Temperature-EC	-0.405*	0.032	28	Korrelacion negativ mesatar
Temperature-Nitrite	0.723**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Temperature-Amonium	0.527**	0.004	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperature-Nitrate	0.598**	0.001	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperature-Fosfate	0.897**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Temperature-TDS	-0.405*	0.032	28	Korrelacion negativ mesatar
Turbiditet-Nitrite	0.511**	0.005	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditet-Amonium	0.555**	0.002	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditet-Nitrate	0.658**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Turbiditet-Fosfate	0.378*	0.047	28	Korrelacion pozitiv i dobët
EC-TDS	1.000**	.	28	Korrelacion pozitiv perfekt
EC-Nitrite	-0.376*	0.049	28	Korrelacion negativ i dobët
Nitrite-Amonium	0.633**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Nitrite-Nitrate	0.564**	0.002	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Nitrite-Fosfate	0.671**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Nitrite-TDS	-0.376*	0.049	28	Korrelacion negativ i dobët
Nitrate-Amonium	0.421*	0.026	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Amonium-Fosfate	0.429*	0.023	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Nitrate-Fosfate	0.560**	0.002	28	Korrelacion pozitiv mesatar

Për **stacionin S9,** tabela 3.21 e korrelacioneve Spearman tregojnë se koliformet shfaqin prirje për t'u rritur në mënyrë të konsiderueshme me rritjen e turbullirës (p= 0.649) amoniumit (p= 0.618) dhe nitrateve (p=0.616) si dhe në një masë më të moderuar me temperaturën (p = 0.412) çka sugjeron se prania e tyre lidhet me kushte që tregojnë ngarkesë organike dhe ndotje të përgjithshme të ujit.

Nga ana tjetër enterokoket paraqesin një sjellje më të ndryshme, duke u lidhur në mënyrë të kundërt me temperaturën (p= -0.561) dhe fosfatet (p= -0.515) ndërsa tregojnë lidhje pozitive mesatare me EC dhe TDS (p=0.491). Kjo tregon se këta mikroorganizma mund të reagojnë ndryshe ndaj kushteve fiziko-kimike krahasuar me koliformet duke reflektuar diferenca në burimet dhe kushtet e mbijetesës së tyre në mjedis.

Temperatura shfaq ndikim të rëndësishëm në proceset kimike të ujit duke u lidhur fuqishëm me fosfatet (p=0.897) dhe nitritet (p=0.723) si dhe në mënyrë mesatare me amoniumin dhe nitratet (p≈ 0.53–0.60). Kjo tregon se rritja e saj nxit transformime të ndryshme të ciklit të azotit dhe fosforit. Turbullira gjithashtu shoqërohet me rritje të nitratit, amoniumit dhe nitriteve duke konfirmuar rolin e saj si tregues i ndotjes së përgjithshme.

Parametrat EC dhe TDS ruajnë një marrëdhënie të plotë (p=1.000) duke treguar se përfaqësojnë të njëjtin proces të përqendrimit të kripërave të tretura ndërsa lidhjet midis formave të azotit dhe fosfatit (p= 0.42–0.67) sugjerojnë një cikël të ndërlidhur të nutrientëve që ndikohet nga burime të përbashkëta ndotjeje.

Në përgjithësi të dhënat tregojnë një ndërthurje komplekse midis faktorëve biologjikë dhe kimikë që përcaktojnë cilësinë e ujit.

Tabela 3.22. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S10-Liqeni i Shkodrës

PARAMETRAT	Koeficienti Spearman (ρ)	p-values	Nr	Interpretimi I korrelacionit
Koliformët fekal -Temperatura	0.655**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Koliformët fekal -pH	-0.396*	0.037	28	Korrelacion negativ i dobët
Koliformët fekal -Turbiditet	0.548**	0.003	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Koliformët fekal -Nitrite	0.715**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Koliformët fekal -Amonium	0.747**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Koliformët fekal -Fosfate	0.506**	0.006	28	Korrelacion pozitiv mesatar
okokët intestinalë - Temperature	0.375*	0.049	28	Korrelacion pozitiv i dobët
okokët intestinalë - Turbiditet	0.575**	0.001	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Enterokokët intestinalë -Nitrite	0.438*	0.020	28	Korrelacion pozitiv mesatar
okokët intestinalë - Amonium	0.401*	0.034	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Enterokokët intestinalë -Nitrate	0.677**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Enterokokët intestinalë -Fosfate	0.596**	0.001	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperatura-EC	-0.477*	0.010	28	Korrelacion negativ mesatar
Temperatura-TDS	-0.526**	0.004	28	Korrelacion negativ mesatar

Temperatura-Nitrite	0.832**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Temperatura-Amonium	0.823**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Temperatura-Fosfate	0.722**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
pH-Nitrate	0.441*	0.019	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditeti-Nitrite	0.408*	0.031	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditeti-Amonium	0.452*	0.016	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditeti-Nitrate	0.448*	0.017	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditeti-Fosfate	0.395*	0.037	28	Korrelacion pozitiv i dobët
EC-TDS	0.961**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Nitrite-Amonium	0.918**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Nitrite-Fosfate	0.863**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Nitrate-Fosfate	0.562**	0.002	28	Korrelacion pozitiv mesatar

Për **stacionin S10,** tabela 3.22 e korrelacioneve Spearman tregojnë se koliformet shfaqin lidhje të forta pozitive me temperaturën (p=0.655) nitritet (p= 0.715) dhe amoniumin (p=0.747) si dhe lidhje mesatare me turbullirën dhe fosfatet (p≈0.50-0.54) ndërsa lidhen negativisht me pH (p= -0.396). Këto rezultate sugjerojnë se rritja e ngarkesës mikrobiologjike favorizohet nga kushte më të ngrohta dhe nga prania e lëndës ushqyese në ujë.

Enterokokët paraqesin gjithashtu korrelacione pozitive me shumicën e parametrave, veçanërisht me nitratet (p=0.677) dhe fosfatet (p=0.596) duke treguar një lidhje të qëndrueshme me ndotjen ushqyese dhe materialin e pezulluar (p=0.575 me turbullirën). Në përgjithësi ato reagojnë në mënyrë më të moderuar ndaj ndryshimeve mjedisore krahasuar me koliformët.

Temperatura rezulton një faktor kryesor në dinamikën e ujit duke shfaqur korrelacione shumë të forta me nitritet (p=0.832) dhe amoniumin (p=0.823) si dhe lidhje të forta me fosfatet (p=0.722) ndërsa lidhet negativisht me EC dhe TDS (p≈ -0.48 deri -0.53) çka pasqyron procese të ndryshme të tretshmërisë dhe shpërndarjes së kripërave në kushte të ndryshme termike. Turbullira gjithashtu shfaq lidhje të dobëta deri mesatare me nutrientët duke reflektuar ndikimin e saj si tregues i përgjithshëm i ndotjes.

EC dhe TDS tregojnë një marrëdhënie pothuajse lineare shumë të fortë (p=0.961) duke konfirmuar se përfaqësojnë të njëjtin proces të mineralizimit të ujit. Ndërkohë nitritet, amoniumi dhe fosfatet shfaqin korrelacione shumë të forta ndërmjet tyre (p=0.562-0.918) duke treguar një cikël të integruar të nutrientëve dhe një burim të përbashkët ndotjeje kryesisht antropogjene.

Edhe për këtë stacion rezultatet tregojnë një sistem kompleks ku faktorët biologjikë dhe kimikë ndërveprojnë ngushtë dhe ndikohen fuqishëm nga temperatura dhe ngarkesa ushqyese e ujit.

Tabela 3.23. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S11-Liqeni i Shkodrës

PARAMETRAT	Koeficienti Spearman (ρ)	p-values	Nr	Interpretimi i korrelacionit
Koliformët fekal -Turbiditet	0.480**	0.010	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Koliformët fekal -Nitrite	0.401*	0.034	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Koliformët fekal -Amonium	0.449*	0.017	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Enterokokët intestinalë -pH	0.403*	0.034	28	Korrelacion pozitiv mesatar
kët intestinalë - Fosfate	0.446*	0.017	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperatura-EC	-0.429*	0.023	28	Korrelacion negativ mesatar
Temperatura-TDS	-0.447*	0.017	28	Korrelacion negativ mesatar
Temperatura-Nitrite	0.771**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Temperatura-Nitrate	0.796**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Temperatura-Fosfate	0.605**	0.001	28	Korrelacion pozitiv i fortë
pH-Fosfate	0.462*	0.013	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Turbiditeti-Amonium	0.567**	0.002	28	Korrelacion pozitiv mesatar
EC-TDS	0.992**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
EC-Nitrite	-0.439*	0.019	28	Korrelacion negativ mesatar
TDS-Nitrite	-0.428*	0.023	28	Korrelacion negativ mesatar
Nitrite-Amonium	0.457*	0.014	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Nitrite-Nitrate	0.681**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Nitrite-Fosfate	0.437*	0.020	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Nitrate-Fosfate	0.384*	0.044	28	Korrelacion pozitiv mesatar

Për **stacionin S11,** tabela 3.23 e korrelacioneve Spearman tregojnë se koliformët shfaqin korrelacione pozitive mesatare me turbullirën (p=0.480), nitritet (p=0.401) dhe amoniumin (p=0.449) duke treguar se rritja e ngarkesës mikrobiologjike shoqërohet me përkeqësim të kushteve të përgjithshme të ujit dhe rritje të përbërësve ushqyes.

Enterokokët lidhen në mënyrë të moderuar me pH (p=0.403) dhe fosfatet (p=0.446) duke treguar një ndjeshmëri të caktuar ndaj ndryshimeve kimike të mjedisit dhe pranisë së ndotjes me origjinë ushqyese. Në të njëjtën kohë temperatura rezulton një faktor kyç në strukturimin e cilësisë së ujit duke shfaqur korrelacione të forta me nitritet (p=0.771) nitratet (p=0.796) dhe fosfatet (p=0.605) ndërsa lidhet negativisht me EC dhe TDS (p≈ -0.43 deri -0.45) e cila tregon ndikim kompleks në proceset e mineralizimit dhe shpërndarjes së kripërave të tretura.

Parametrat EC dhe TDS tregojnë një marrëdhënie pothuajse perfekte (p=0.992) duke konfirmuar se përfaqësojnë të njëjtin tregues të përqendrimit të joneve në ujë. Ndërkohë EC dhe TDS shfaqin lidhje negative mesatare me nitritet duke sugjeruar ndikime të ndryshme të burimeve të ndotjes. Parametrat e ciklit të azotit dhe fosforit tregojnë ndërvarësi të qëndrueshme ku nitritet lidhen fort me nitratet (p=0.681) dhe mesatarisht me amoniumin dhe fosfatet (p≈0.43-0.46) duke reflektuar procese të vazhdueshme të

transformimit biogjeokimik dhe një burim të përbashkët ndotjeje kryesisht antropogjene.

Tabela 3.24. Vlerësimi i marrëdhënieve ndërmjet parametrave në S12-lumi Buna-Ura e Bunës

PARAMETRAT	Koeficienti Spearman (ρ)	p-values	nr	Interpretimi i korrelacionit
Koliforme-Nitrite	-0.459*	0.014	28	Korrelacion negativ mesatar
Koliforme-Nitrate	0.431*	0.022	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Enterokoke-Turbiditet	0.538**	0.003	28	Korrelacion pozitiv mesatar
Temperature-EC	-0.671**	0.000	28	Korrelacion negativ i fortë
Temperature-TDS	-0.626**	0.000	28	Korrelacion negativ i fortë
Temperature-Nitrate	0.844**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
Temperature-Fosfate	0.750**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
pH-Nitrite	0.495**	0.007	28	Korrelacion pozitiv mesatar
pH-Amonium	0.583**	0.001	28	Korrelacion pozitiv mesatar
EC-TDS	0.975**	0.000	28	Korrelacion pozitiv shumë i fortë
EC-Nitrate	-0.541**	0.003	28	Korrelacion negativ mesatar
EC-Fosfate	-0.602**	0.001	28	Korrelacion negativ i fortë
TDS-Nitrate	-0.510**	0.006	28	Korrelacion negativ mesatar
TDS-Fosfate	-0.534**	0.003	28	Korrelacion negativ mesatar
Nitrite-Amonium	0.766**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë
Amonium-Fosfate	0.376*	0.049	28	Korrelacion pozitiv i dobët
Nitrate-Fosfate	0.673**	0.000	28	Korrelacion pozitiv i fortë

Për **stacionin S12,** tabela 3.24 e korrelacioneve Spearman tregojnë se koliformët shfaqin një lidhje negative mesatare me nitritet (p= -0.459) ndërsa lidhen pozitivisht me nitratet (p= 0.431) duke sugjeruar ndryshime në dinamikën e formave të azotit në varësi të kushteve lokale të ndotjes. Enterokokët paraqesin korrelacion pozitiv mesatar me turbullirën (p=0.538) duke treguar se prania e tyre lidhet me rritjen e materialit të pezulluar në ujë.

Temperatura shfaq një rol të dyfishtë në proceset e cilësisë së ujit, duke u lidhur negativisht me EC dhe TDS (p= -0.671 dhe -0.626) ndërsa paraqet korrelacione shumë të forta dhe të forta pozitive me nitratet dhe fosfatet (p= 0.844 dhe p= 0.750). Kjo tregon se rritja e temperaturës mund të favorizojë procese biogjeokimike që rrisin përqendrimin e nutrientëve, por njëkohësisht ndikon ndryshe në shpërndarjen e kripërave të tretura.

EC dhe TDS tregojnë një marrëdhënie pothuajse perfekte (p=0.975) duke konfirmuar se përfaqësojnë të njëjtin proces të mineralizimit të ujit ndërsa shfaqin lidhje negative me nitratet dhe fosfatet (p= -0.510 deri - 0.602) çka mund të tregojë ndikim të ndryshëm të burimeve të ndotjes. Parametrat e ciklit të azotit tregojnë ndërvarësi të theksuar ku nitritet dhe amoniumi lidhen fort (p=0.766) ndërsa nitratet shfaqin korrelacione të forta me fosfatet (p =0.673) duke treguar një lidhje të përbashkët të proceseve ushqyese dhe një

origjinë të mundshme antropogjene.

3.4.1 Probabiliteti i shpërndarjes së vlerave të parametrave të matura

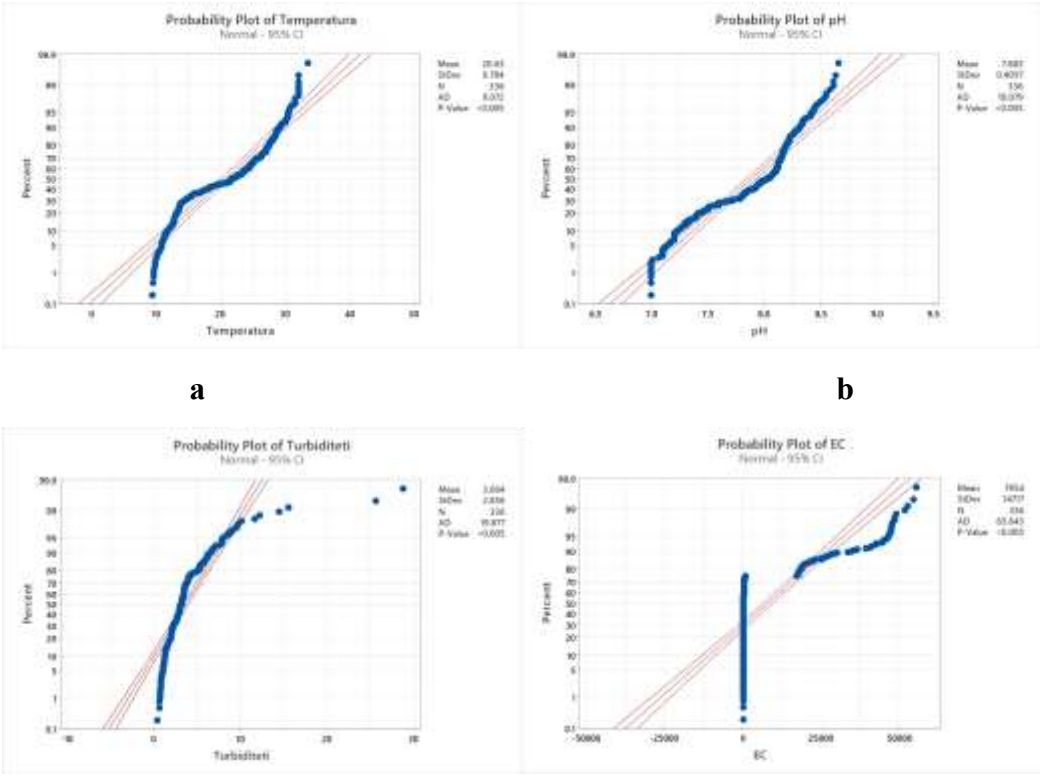
Probability plot është përdorur për të analizuar shpërndarjen statistikore të të dhënave dhe për të vlerësuar më mirë marrëdhënien ndërmjet parametrave të analizuara.

Në figurën 3.17. a, b, c, d janë paraqitur shpërndarjet probabilitare të parametrave temperatura, pH, turbiditeti dhe përçjellshmëria elektrike (EC). Nga figurat vërehet se shpërndarjet e të gjithë parametrave nuk përputhen plotësisht me shpërndarjen normale teorike pasi pikat devijojnë nga vija e drejtë e normalitetit. Gjithashtu vlerat e p-së për të gjitha rastet rezultojnë më të vogla se vlera kufi ($p < 0.005$) duke treguar se të dhënat nuk ndjekin shpërndarje normale.

Për parametrin e temperaturës predominuan vlerat mesatare ku 50% e matjeve janë përqendruar rreth vlerës 20.63°C ndërsa vërehet një shpërndarje relativisht e gjerë e të dhënave. Parametri i pH-së paraqiti vlera bazike me 50% të matjeve të përqendruara rreth vlerës 7.88 duke treguar karakter alkalin të ujit në shumicën e rasteve të monitoruara.

Turbiditeti paraqiti vlera të ulëta ku 50% e matjeve rezultuan rreth 1.66 FNU/NTU megjithëse në disa raste u evidentuan devijime me vlera më të larta duke reflektuar ndryshueshmëri të moderuar të ngarkesës së grimcave në ujë.

Përçjellshmëria elektrike (EC) shfaqi variabilitet të konsiderueshëm me 50% të matjeve të përqendruara rreth vlerës 7564 µS/cm duke sugjeruar ndryshime të dukshme në përmbajtjen e kripërave dhe joneve të tretura në stacionet e monitoruara.



a **b**

c **d**

Figura 3.17. Probability plot i të dhënave për temperatura, pH, turbiditeti dhe EC

Për parametrin e nitriteve (figura 3.18. a) predominuan vlera shumë të ulëta ku rreth 50% e matjeve janë përqendruar pranë vlerës 0.007 mg/L duke treguar prani të kufizuar të këtij parametri në shumicën e mostrave. Megjithatë në disa raste janë evidentuar vlera më të larta të cilat reflektojnë devijime lokale të përqendrimit të nitriteve.

Parametri TDS (figura 3.18. b) paraqiti variabilitet të konsiderueshëm me 50% të matjeve të përqendruara rreth vlerës 7870 mg/L. Shpërndarja tregon diferenca të dukshme ndërmjet mostrave çka lidhet me ndryshimet në përmbajtjen e lëndëve të tretura në ujë.

Amoniumi (figura 3.18. c) karakterizohet nga predominimi i vlerave të ulëta ku 50% e matjeve rezultuan afër vlerës 0.135 mg/L. Megjithatë grafiku evidenton disa devijime me vlera më të larta duke sugjeruar raste të lokalizuara të rritjes së ngarkesës organike ose ndotjes me përbërje azotike.

Për parametrin e nitrateve (figura 3.18. d) shpërndarja probabilitare paraqet një afrim më të madh me normalitetin krahasuar me parametrat e tjerë megjithëse ende evidentohen devijime nga vija teorike. Rreth 50% e matjeve janë përqendruar pranë vlerës 1.82 mg/L duke treguar predominimin e përqendrimeve mesatare të nitrateve në zonat e monitoruara.

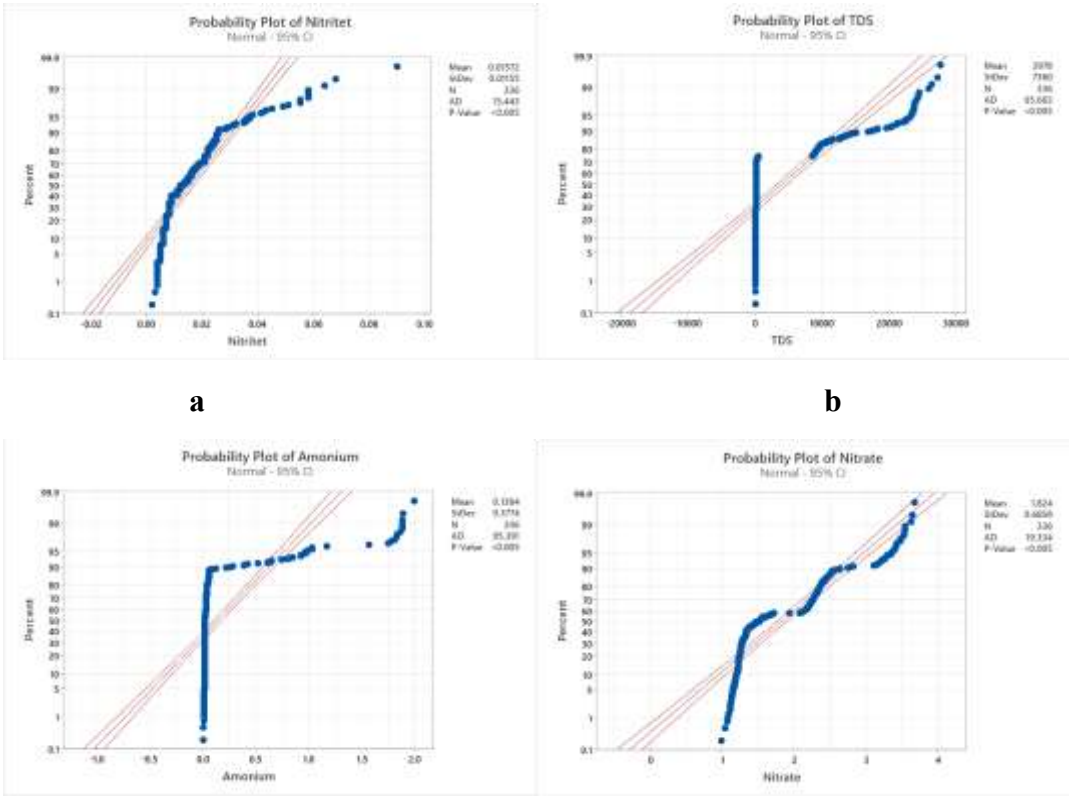


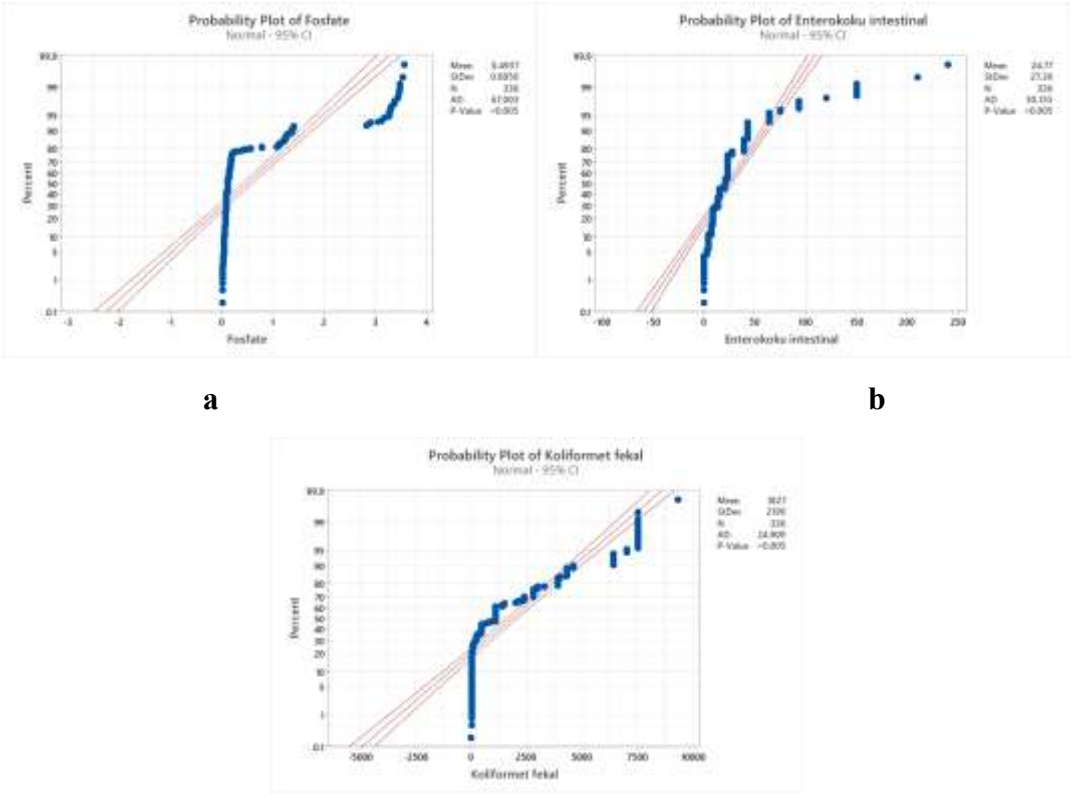
Figura 3.18. Probability plot i të dhënave për nitritet, TDS, amonium dhe nitratet

Në figurën 3.19. a, b dhe c janë paraqitur shpërndarjet probabilitare të parametrave fosfate, enterokoke intestinal dhe koliforme fekale. Nga figurat vërehet se shpërndarjet e parametrave të analizuar nuk përputhen me shpërndarjen normale teorike, pasi pikat paraqesin devijime të dukshme nga vija e drejtë e normalitetit. Gjithashtu, vlerat e p-së për secilin parametër rezultojnë më të vogla se niveli i rëndësisë statistikore ($p<0.005$) duke treguar se të dhënat nuk ndjekin shpërndarje normale.

Për parametrin e fosfateve predominuan vlerat e ulëta dhe mesatare pasi 50% e matjeve rezultuan rreth vlerës 0.49 mg/L. Megjithatë, në disa raste u evidentuan edhe përqendrime më të larta duke reflektuar ndryshueshmëri të përmbajtjes së fosfateve në stacionet e monitorimit.

Për *enterokokët intestinal* predominuan vlerat relativisht të ulëta ku 50% e matjeve ishin të përqendruara pranë vlerës 24.7. Në disa raste u regjistruan edhe vlera më të larta duke treguar praninë episodike të ndotjes fekale në zona të caktuara të monitoruara.

Koliformët fekalë paraqitën variabilitet të konsiderueshëm me 50% të matjeve të përqendruara rreth vlerës 927. Gjithashtu, u evidentuan devijime të theksuara drejt vlerave më të larta çka tregon ndryshime të ndjeshme të ngarkesës mikrobiologjike ndërmjet stacioneve dhe periudhave të monitorimit.



a **b**

c

Figura 3.19. Probability plot i të dhënave për fosfatet, *enterokoku intestinal* dhe *koliformët fekal*

3.4.2 Analiza hierarkike e grupimit të stacioneve të marra në studim

Analiza Hierarkike e Grupimit (Hierarchical Cluster Analysis-HCA) përdoret për të vlerësuar përqindjen e grupimit të stacioneve sipas ngjashmërisë së karakteristikave fiziko-kimike dhe mikrobiologjike të ujit duke evidentuar zona me tipare të ngjashme mjedisore dhe nivele të krahasueshme ndikimi antropogjen ose natyror. Dendrogrami i ndërtuar përmes analizës së grupimit hierarkik (Hierarchical Cluster Analysis-HCA) duke përdorur metodën e lidhjes mesatare (Average Linkage) dhe distancën Euklidiane ofron një pasqyrë të qartë mbi strukturën e ngjashmërisë ndërmjet stacioneve të analizuar.

Boshti vertikal paraqet përqindjen e ngjashmërisë (Similarity %), ku vlerat më afër 100% tregojnë lidhje më të fortë ndërmjet parametrave.

3.4.2.a Analiza hierarkike e grupimit të ujërave sipërfaqësorë sipas ngjashmërisë së karakteristikave mjedisore dhe niveleve të krahasueshme të ndikimit antropogjen ose natyrorë

Final Partition

	Number of observations	Within cluster sum of squares	Average distance from centroid	Maximum distance from centroid
Cluster1	12	121	2.96224	6.27889

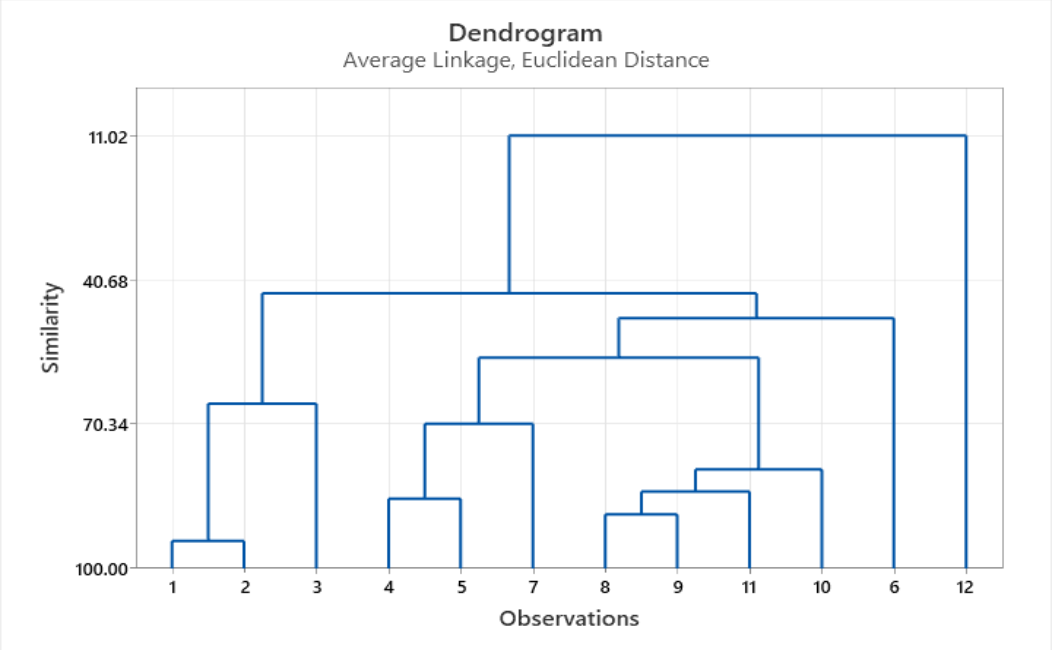


Figura 3.20. HCA-Analiza hierarkike e grupimit-dendrograma për ujërat sipërfaqësorë

Legjenda: 1-Laguna e Vilunit (Ada), 2-laguna e vilunit(qënder),3 grykëderdhja, 4-Pulaj, 5-Reç i Ri, 6-Darragjat, 7-Bashkimi Drin Buna, 8-Impjant, 9-liqeni, 10 liqeni(qënder), 11-liqeni (blue notte), 12-ura e bunës

Stacionet 1 dhe 2 bashkohen në një nivel shumë të lartë ngjashmërie rreth 95-97% duke treguar se ato kanë karakteristika shumë të ngjashme të parametrave fiziko-kimike dhe mikrobiologjike. Kjo provon dhe vërteton edhe rezultatet e marra për këto stacione, të cilat rezultojnë me një ngjashmëri të lartë.

Stacioni 3 bashkohet me këtë grup në një ngjashmëri rreth 70.34%, e dalluar nga 2 të parat me një ngjashmëri rreth 70% pasi edhe pse afër këtyre stacioneve, dallon prej tyre pasi është grykëderdhja e Vilunit, ku kemi vetëm ujë deti.

Stacionet 1, 2 dhe 3 paraqesin nivele relativisht të ngjashme të parametrave të analizuar, ku stacionet 1 dhe 2 janë pothuajse identike në aspektin e cilësisë së ujit.

Stacionet 4 dhe 5 që ndodhen në gjatësinë e lumit Buna bashkohen fillimisht me një ngjashmëri të lartë rreth 85–88%.

Stacioni 7 bashkohet me to në një nivel ngjashmërie prej rreth 70.34% ka dallim edhe pse është në gjatësinë e lumit Buna, për faktin se aty kemi bashkimin e lumit Buna me lumin Drin, pra kemi përzierje të ujërave.

Stacionet 8 dhe 9 formojnë çiftin më homogjen të këtij grupi me një ngjashmëri rreth 88–90%.

Në analizën e klasterizimit stacionet 8, 9 dhe 11 u grupuan në të njëjtin klaster duke treguar ngjashmëri të lartë në parametrat fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë. Stacioni 10 shfaqi disa ndryshime por mbeti brenda të njëjtit grup duke sugjeruar kushte të përgjithshme mjedisore të ngjashme.

Lidhja hidrologjike dhe shkëmbimi i vazhdueshëm i masave ujore kontribuojnë në homogjenitetin e cilësisë së ujit në këto stacione.

Stacioni 6 bashkohet me grupin e mësipërm në një nivel ngjashmërie rreth 50–55%. Ky stacion paraqet një profil më të diferencuar sepse i përket një stacioni i cili është shumë i ndikuar nga faktoret antropogjen, bujqësia, blegtoria dhe ujërat e zeza të pa trajtuara

Stacioni 12 bashkohet me të gjitha stacionet e tjera në një nivel shumë të ulët ngjashmërie rreth 11.02%. kjo për faktin se Stacioni 12 (Ura e Bunës) paraqitet si një njësi e veçuar në analizën klasterizuese duke reflektuar kushte dukshëm të ndryshme të cilësisë së ujit në raport me të gjitha stacionet e tjera të studiuara. Ky diferencim i theksuar lidhet kryesisht me ndikimin e ngarkesës së lartë ndotëse, si rezultat i shkarkimeve të ujërave të ndotura të patrajtuara urbane të të gjithë qytetit të Shkodrës të cilat ndikojnë drejtpërdrejt në këtë stacion.

3.4.2.b Analiza hierarkike e grupimit të parametrave fiziko kimikë dhe mikrobiologjikë të analizuar në ujërat sipërfaqësore

Amalgamation Steps

\	Number of clusters	Similarity level	Distance level	Clusters joined		New cluster	number of obs. in new cluster
1	10	100.000	0.00000	6	7	6	2
2	9	96.362	0.07276	9	11	9	2
3	8	90.288	0.19424	1	10	1	2
4	7	86.264	0.27472	2	5	2	2
5	6	76.424	0.47151	2	9	2	4
6	5	73.116	0.53767	1	8	1	3
7	4	59.192	0.81616	1	2	1	7
8	3	37.989	1.24021	3	6	3	3
9	2	25.538	1.48925	3	4	3	4
10	1	14.654	1.70692	1	3	1	11

Final Partition

	Variables
Cluster 1	Koliformë fekal Enterokoku intestinal Turbiditeti Nitrite Amonium Nitrate Fosfate
Cluster 2	Temperatura pH EC TDS

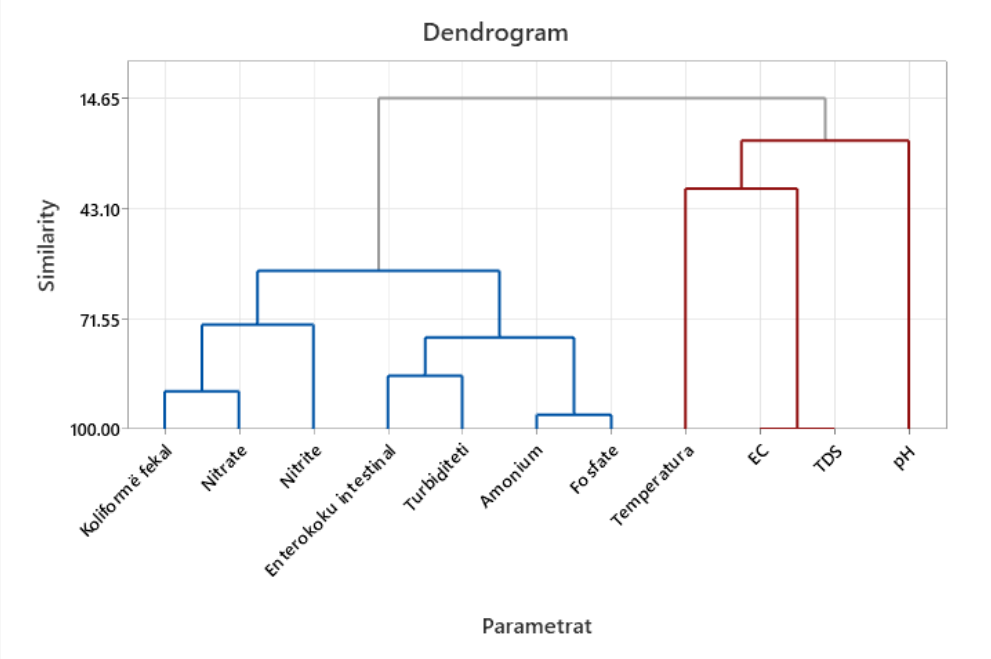


Figura 3.21 Analiza hierarkike e grupimit (HCA) të parametrave të analizuar

Koliformë fekal dhe nitrat bashkohen në rreth 92-94% ngjashmëri. Edhe në literaturë rezulton që sasia e lartë e nitrateve sjell numër të lartë të baktereve (Ayebo, A *et al.,* 2006).

Kjo tregon një lidhje shumë të fortë dhe sugjeron se burimi i tyre është i përbashkët kryesisht: ndotja fekale, infiltrimi i ujërave të zeza, aktivitetet bujqësore dhe blegtorale. Edhe në rezultate e marra nga korrelacioni Spearman-it rezulton lidhje e fortë

Edhe nitritet afrohen me nitratet dhe bakteret dhe sikurse vërehet edhe në dendogramë ngjashmëria është e përafërt me to, rreth 72% duke treguar se transformimet e azotit janë të lidhura ngushtë me proceset mikrobiale dhe ngarkesën organike.

Amonium dhe fosfatet shfaqin ngjashmërinë më të lartë në dendogramë afërsisht 96-98%. Kjo është karakteristike për shkarkimet komunale, dekompozimin e lëndës organike, ujërat e zeza.

Enterokoku intestinal dhe turbiditeti bashkohen në rreth 88-90% ngjashmëri.

Kjo tregon se rritja e turbullirës favorizon transportin e mikroorganizmave fekalë përmes grimcave të pezulluara. Këto rezultate janë në përputhje me gjetjet e raportuara në literaturë (Mallin *et al.,* 2016), të cilat theksojnë rolin e turbiditetit si një faktor i rëndësishëm në dinamikën e baktereve indikatorë në ujërat sipërfaqësore.

Bashkimi i të gjithë grupit 1 niveli i ngjashmërisë prej 63–65% ndërmjet dy nën-grupeve tregon se parametrat kanë lidhje, megjithëse secili nën-grup reflekton ndikimin e proceseve të ndryshme fiziko-kimike dhe mikrobiologjike në ekosistemin ujor.

EC-TDS bashkohen në rreth 100% ngjashmëri në përputhje me gjetjet e Rusydi, A. F. (2018). Kjo është plotësisht e pritshme sepse EC varet drejtpërdrejt nga përqendrimi i joneve të tretura; TDS është matje e substancave të tretura.

Temperatura me EC-TDS bashkohet me këtë grup në rreth 43% ngjashmëri.

Kjo tregon lidhje të moderuar pasi temperatura ndikon në lëvizshmërinë e joneve, tretshmërinë e kripërave, përçueshmërinë elektrike.

Megjithatë temperatura kontrollohet edhe nga faktorë klimatikë prandaj ngjashmëria është më e ulët.

pH paraqet parametrin më të veçuar të këtij grupi. Ai bashkohet me grupin EC-TDS-temperaturë në rreth 30–35% ngjashmëri.

Kjo sugjeron se proceset që kontrollojnë aciditetin/alkalinitetin janë pjesërisht të pavarura, pH ndikohet nga sistemi karbonatik, shkëmbimi jonik dhe reaksionet biogjeokimike.

Si përfundim dendograma na tregon se marrëdhënia ndërmjet parametrave fiziko-kimike dhe mikrobiologjike ndahet në dy grupe, konkretisht:

Grupi 1 përfaqëson ndotjen antropogjene dhe biologjike.

Sistemi i ndotjes antropogjene (Koliformë fekal, enterokokë intestinalë, nitrite, nitrate, amonium dhe fosfate) me ngjashmëri të brendshme 63-98% që lidhen me shkarkimet fekale, aktivitetin bujqësor dhe dekompozimin e lëndës organike.

Grupi 2 përfaqëson karakteristikat natyrore hidro-gjeokimike të sistemit.

Sistemi hidro-gjeokimik natyror (EC, TDS, Temperaturë dhe pH) me ngjashmëri 35–100%, që pasqyron proceset e mineralizimit, tretjes së kripërave dhe ekuilibrat acid-bazë.

3.4.3 Modeli PCA Biplot për ujërat siperfaqesore

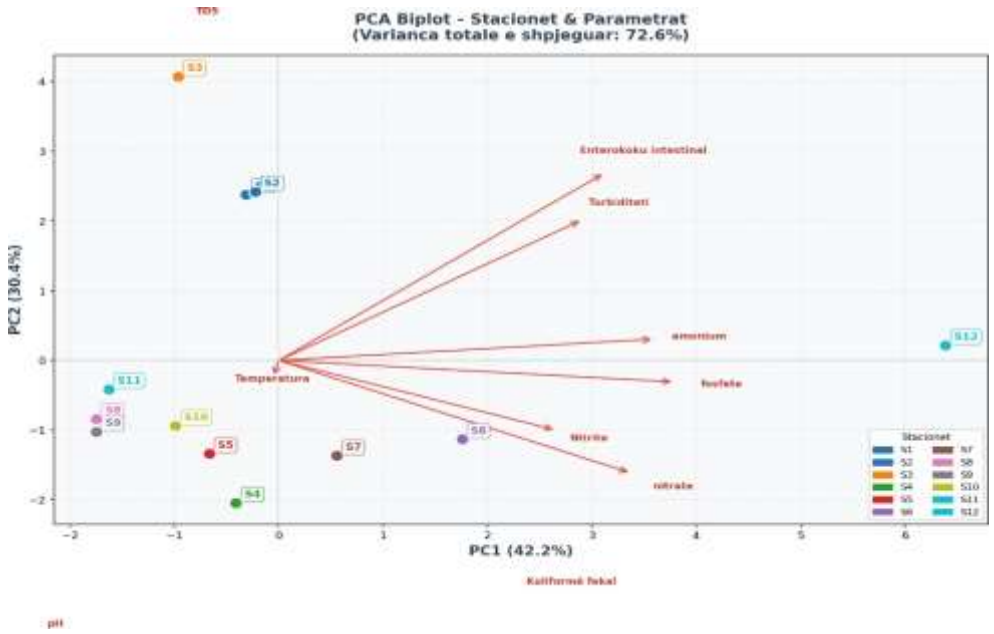


Figura 3.22. Paraqitja Biplot e analizës PCA për ujërat sipërfaqësore

PCA është një metodë shumëvariabëlshe që redukton dimensionalitetin e të dhënave duke i shndërruar variablat origjinalë në komponentë të rinj të pavarur, të renditur sipas variancës që shpjegojnë. Biplot-i kombinon njëkohësisht mostrat dhe variablat në të njëjtin plan grafik, duke mundësuar leximin e marrëdhënieve dhe grupimeve ndërmjet tyre në mënyrë të drejtpërdrejtë.

PC1 shpjegon pjesën më të madhe të variancës totale dhe pasqyron burimin kryesor të variacionit zakonisht procese dominuese gjeokimike ose antropogjene**.** PC2 pingul me të, kap variacionin e mbetur dhe përfaqëson një burim të dytë të pavarur ndikimi si faktorë sezonal ose hidrogjeologjikë. Së bashku të dy komponentët shpjegojnë një përqindje të konsiderueshme të variancës totale duke e bërë Biplot-in një mjet efektiv për identifikimin e modeleve dhe burimeve të mundshme të ndotjes në ujërat sipërfaqësore.

PC1 (boshti horizontal – 42.2% e variancës)

PC1 e ndan ujin e ndotur nga ai i pastër. Parametrat që e drejtojnë këtë bosht janë fosfate, amonium, nitrate dhe *koliformë fekal* të gjitha me pozitiv të lartë.

PC2 lexohet nga poshtë lart boshti vertikal.

Studimi analizoi 12 stacione ujore me 11 parametra cilësie. Analiza PCA shpjegoi 72.6% të variancës totale duke identifikuar dy drejtime kryesore PC1 ndotja kimike/bakteriale dhe PC2 kripësia/mineralizimi që ndanë stacionet në katër grupe të qarta.

Grupi i parë S1, S2, S3 janë stacionet me kripësi nga ndikim i ujërave detare. EC dhe TDS janë jashtëzakonisht të larta duke arritur vlerë të lartë tek S3 dhe është i pritshëm duke marrë parasysh se stacioni i përket ekosistemit detar, ku prania e përqendrimeve më të larta të kripërave të tretura kontribuon në rritjen e këtyre parametrave

Grupi i dytë S4, S5, S6, S7 janë stacionet me ndotje bakteriale të lartë dhe ndikim bujqësor. S6 dallon me fosfate kritike dhe nitrite maksimale kombinim që tregon ndikim të njëkohshëm të ujërave të zeza dhe bujqësisë. S7 ka koliformët e dyta më të larta por fosfate minimale ndotje bakteriale e pastër pa ndikim bujqësor.

Grupi i tretë S8, S9, S10, S11 janë stacionet me cilësi më të mirë të ujit. S9 dhe S11 mbajnë rekordet minimale për EC, TDS, nitrate dhe nitrite. Përjashtim bën S10 që ka koliformë kritike pavarësisht parametrave kimisë Brenda normave duke treguar rast klasik ndotjeje bakteriale të izoluar. S11 është stacioni më i ekuilibruar i gjithë studimit.

Grupi i katërt S12 është kategorikisht rasti më alarmant. Ku ka *enterokoku intestinal,* turbiditet, amonium, nitrate, fosfate dhe *koliformë fekal* të larta. Ky kombinim tregon shkarkime të drejtpërdrejta të ujërave të zeza të patrajtuara bashkë. PCA e vendosi në distancë ekstreme nga të gjithë stacionet e tjerë -PC1 = +6.39 duke konfirmuar matematikisht karakterin e tij unik dhe alarmant.

Çdo stacion i analizuar në mënyrë të detajuar

Stacioni S1 **-** *Koliformet fekal,* temperature, pH, nitrite, nitrate, ammonium, fosfate janë normale, turbiditeti eshte pak i larte dhe TDS dhe EC kane vlera shume te larta. Kjo tregon që S1 ka mineralizim/kripësi shumë të lartë nga ndikim i ujërave detare.

Stacioni S2 është pothuajse identik me S1 kjo shihet qartë edhe në grafik ku të dy janë shumë afër njëri-tjetrit. Dallimi i vetëm i vogël nga S1 është amoniumi ku S2 ka 0.132 mg/L ndërsa S1 ka vetëm 0.020 mg/L. Kjo situate në stacionin S2 lidhet me pozicionimin e tij në afërsi të shkarkimeve të hidrovorit të Vilunit, duke sugjeruar ndikimin e këtyre prurjeve në cilësinë e ujit."

Stacioni S3 *Koliformët fekal* më të ulëta nga të gjitha stacionet, fosfate dhe nitrate shumë të ulëta, amonium minimal. Nga pikëpamja e ndotjes kimike dhe bakteriale është stacioni më i pastër.

lerat më të larta të EC (46.143 µS/cm) dhe TDS (23.071 mg/L) u regjistruan në këtë stacion. Ky rezultat është i pritshëm, duke marrë parasysh se stacioni i përket ekosistemit detar, ku prania e përqendrimeve më të larta të kripërave të tretura kontribuon në rritjen e këtyre parametrave.

Kjo shpjegon pozicionin e tij në grafik lart majtas - lart sepse EC/TDS janë ekstreme (PC2) por majtas sepse ndotja bakteriale dhe kimike është minimale (PC1).

Stacioni S4 është stacion me ndotje bakteriale të lartë dhe pH të lartë, por pa probleme mineralizimi. Pozicioni i tij në grafik poshtë majtas-qendrës -pasqyron saktësisht këtë: problemi kryesor është bakterial dhe pH, jo kripësia.

Stacioni S5 është shumë i ngjashëm me S4 kjo shihet qartë edhe në grafik ku të dy janë afër njëri-tjetrit në zonën poshtë-majtas. Ndajnë të njëjtin problem kryesor por me intensitet pak më të ulët.

Koliformë fekal është e lartë por më e ulët se S4. Tregon të njëjtin burim ndotjeje

bakteriale ujëra të zeza ose mbetje shtazore në zonën e afërt.

Stacioni S6 është stacioni më i ndërlikuar i grupit sepse ka tre probleme njëkohësisht që e dallojnë nga S4 dhe S5.

S6 kombinon ndotje bakteriale të lartë, fosfate kritike dhe nitrite maksimale një kombinim që sugjeron ndikim të njëkohshëm nga ujërat e zeza dhe aktiviteti bujqësor intensiv në zonën e tij. Pozicioni i tij në grafik djathtas dhe pak poshtë e vendos si stacionin më problematik të grupit të dytë shumë afër kufirit me zonën e S12.

Stacioni S7 është pikëtakimi i dy lumenjve të mëdhenj është fenomen hidrologjik i veçantë dhe shpjegon saktësisht atë që shihet në grafik ku: *koliformet fekal* jane ne vlera shume te larta kjo pasi deri në pikën e lumit Drin dhe Buna kanë mbledhur dhe transportuar ngarkesën bakteriale nga shumë burime njerëzore përgjatë rrjedhës zona urbane, fshatra, shkarkime të ujërave të zeza nga qytete të ndryshme lart në rrjedhë. Bashkimi i dy masave ujore me ngarkesë bakteriale nga dy drejtime të ndryshme dyfishon efektivisht kontributin e koliformëve në pikën S7.

Nivelet e fosfatit te uleta pasi deri në pikën e bashkimit të dy lumenjve, fosfati ka pasur distancë të gjatë për t'u holluar, absorbuar nga sedimentet dhe konsumuar nga bimësia ujore përgjatë rrjedhës. Dy lumenj të mëdhenj me prurje të lartë uji hollojnë efektivisht fosfatin deri në vlera minimale.

Paradoksit i stacionit 7 është që në aspektin kimik është i pastër por bakteriologjikisht i ngarkuar nga dy basene të tëra lumenjsh kjo si rrjedhoje e efektit "dilution effect" efekti i hollimit. Ky efekt çon në prurje të madhe e ujit nga dy lumenj.

Hollimin e parametrat kimikë si fosfati, EC, TDS, amoniumi prandaj të gjitha këto janë minimale por nuk eliminon bakteret. Koliformët janë organizma të gjallë që mbijetojnë dhe transportohen me rrjedhën pa u holluar efektivisht si molekulat kimike

Stacioni S8 i përket grupit të tretë, ujë relativisht i pastër dhe pozicioni i tij në grafik majtas (PC1 = −1.749) konfirmon këtë plotësisht.

S8 ka pothuajse të gjithë parametrat brenda normave. EC dhe TDS janë ndër vlerat më të ulëta nga të gjitha stacionet, *enterokoku intestinal* është minimumi absolut i të gjitha stacioneve turbiditeti është shumë i ulët, nitritet dhe amoniumi janë normale.

Shqetësimi i vetëm i moderuar janë *koliformët fekal* e cila nuk është kritike por tregon një ndikim të vogël bakterial në zonë. Gjithashtu fosfatet kanë vlera mesatare jo alarmante por pak mbi vlerat e S8, S9, S11 të grupit të tij. Mund të tregojë një ndikim të vogël duke qene ne nje zone prane impjantit ku shkarkohen ujerat e zeza te trajtuara

Stacioni S9 stacioni më i pastër kimikisht nga të gjitha 12 stacionet ka një numër minimale që asnjë stacion tjetër nuk i arrin njëkohësisht.

Shqetësimi i vetëm janë *koliformët fekal* e cila është vlera e vetme problematike e këtij stacioni edhe pse është brenda kufijve. Ky diferencim tregon që ndotja bakteriale ka një burim të ndarë nga ndotja kimike ndoshta kontaminim sporadik që nuk lidhet me aktivitetin bujqësor apo mineralizimin.

Temperatura e lartë e ujit favorizon rritjen e baktereve, çka mund të shpjegojë pjesërisht koliformët më të larta se sa pritet për një stacion kaq të pastër kimikisht.

Stacioni S10-Të gjithë parametrat kimikë janë pothuajse identikë me S9, EC, TDS, nitrate, amonium, fosfate janë të gjitha në nivele minimale dhe shumë të mira. Vlera të larta të

koliformëve fekal

Diferenca e theksuar ndërmjet cilësisë së shkëlqyer fiziko-kimike dhe nivelit kritik të ndotjes bakteriale sugjeron praninë e një burimi specifik dhe të lokalizuar të kontaminimit fekal. Kjo situatë lidhet me ndikimin e aktiviteteve intensive antropogjene dhe dendësinë e lartë të popullsisë në zonën përkatëse e cila është një nder zonat më turistike

Stacioni S11 është stacioni më i ekuilibruar dhe më i qëndrueshëm nga të gjitha 12 stacionet nuk ka asnjë vlerë kritike në asnjë parametër

Stacioni S12 është stacioni më problematik nga të gjitha 12 stacionet. Pozicioni i tij ekstrem djathtas në grafik (PC1 = +6.39)

Eshtë rasti më alarmant i studimit e cila është një stacion ku ndotja bakteriale, kimike dhe organike bashkëveprojnë njëkohësisht në nivele ekstreme.

Ky kombinim tregon shkarkimeve të drejtpërdrejta të ujërave të zeza të patrajtuara, gjithashtu intensitet të lartë të aktivitetit antropogjen në zonë.

3.5 Rezultatet e ujërave të puseve

Tabela 3.25. dhe figura 3.23. paraqesin rezultatet e analizave mikrobiologjike të ujit të marra nga 10 puse duke u fokusuar në indikatorët bakterialë *Escherichia coli* dhe *enterokokët intestinalë*. Nga analiza e të dhënave rezulton se puset 5, 6 dhe 9 nuk paraqesin kontaminim mikrobiologjik duke qenë në përputhje me kërkesat e Direktiva 98/83/EC për ujin e destinuar për konsum human. Në të kundërt të gjitha puset e tjera evidentohet prania e indikatorëve bakterialë duke tejkaluar kufijtë e lejuar dhe duke u klasifikuar si të ndotura nga pikëpamja mikrobiologjike.

Tabela 3.25. Rezultatet e analizave mikrobiologjike për ujërat e puseve

	Vjeshtë 2023		Dimër 2023		Pranverë 2024		Verë 2024	
	E. coli	*Intestinal enterococci*	*E. coli*	*Intestinal enterococci*	*E. Coli*	*Intestinal enterococci*	*E. coli*	*Intestinal enterococci*
Pusi 1	9	201	1	49	3	158	7	192
Pusi 2	12	196	2	53	5	144	9	165
Pusi 3	7	198	0	16	0	122	5	184
Pusi 4	43	101	5	13	18	76	24	88
Pusi 5	0	0	0	0	0	0	0	0
Pusi 6	0	0	0	0	0	0	0	0
Pusi 7	5	19	0	1	1	3	3	9
Pusi 8	8	206	0	60	0	148	4	154
Pusi 9	0	0	0	0	0	0	0	0
Pusi 10	90	45	22	6	52	14	68	22

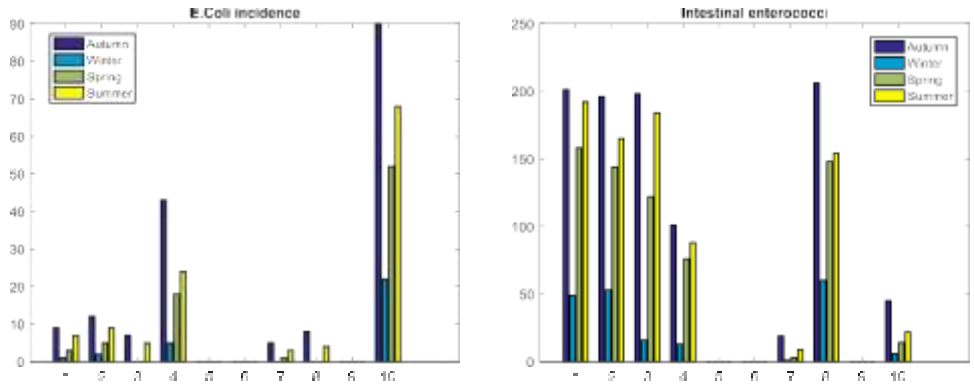
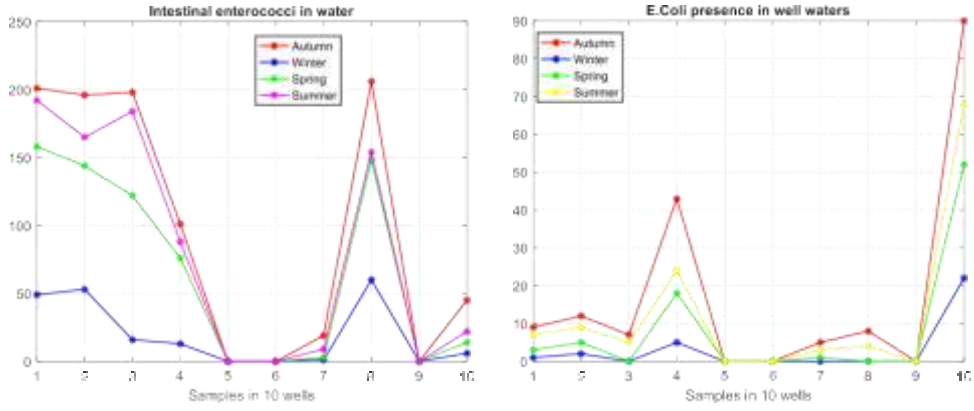


Figura 3.23. Dinamika e përhapjes së analizave mikrobiologjike për ujërat e puseve

Puset e ndërtuara pranë liqenit të Shkodrës në zonën e Shirokës vihet re se kanë një ndotje mbi normat e lejuara për përdorimin e konsumit njerëzorë sipas Direktivës 98/83EC. Në këto dy puse vihet re një dominim i *enterokokëve intestinalë* çka tregon një ndotje mikrobiologjike me origjinë fekale dhe përbën një potencial të lartë rreziku për shëndetin publik. Prania e këtyre mikroorganizmave lidhet ngushtë me ndikimin antropogjen në zonë ku afërsia me gropat septike përfaqëson burimin kryesor të ndotjes. Gjatë sezonit të shirave, infiltrimi dhe rrjedhja sipërfaqësore favorizojnë transportin e ndotësve nga këto struktura drejt ujërave nëntokësore të puseve duke përkeqësuar ndjeshëm cilësinë mikrobiologjike të tyre.

Po kështu në tabelën 3.25. dhe në figurat 3.24 a, b puset në hyrje të Bunës dhe zona e Vilunit në anën e Adriatikut janë shumë të kontaminuara. Vlen të theksohet se përgjatë lumit Buna kemi ndotje të puseve me përjashtim të pusit 6 në zonën e Darragjatit kjo për shkak të përbërjes së argjilës e cila shërben si filtër duke parandaluar depërtimin e ndotjes.



a **b**

Figura 3.24. a) Shpërndarja sezonale e enterokokëve intestinal në 10 puse. b) Shpërndarja sezonale e E. coli në 10 puse

Analiza hierarkike e grupimit të puseve

Final Partition

	Number of observations	Within cluster sum of squares	Average distance from centroid	Maximum distance from centroid
Cluster1	10	18	1.24183	2.72541

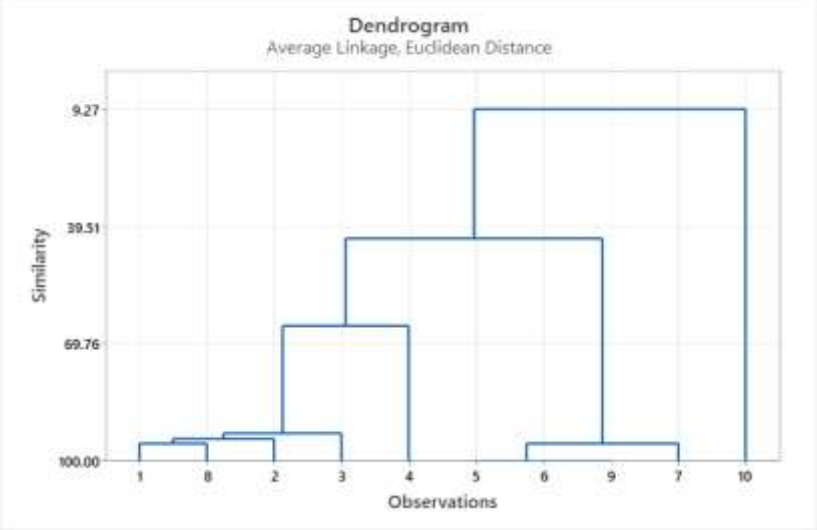


Figura 3.25. HCA-Analiza hierarkike e grupimit-dendrograma për ujërat e puseve

Legjenda: 1-Liqeni-Shirokë, 2-Liqeni-Shirokë, 3-Impjanti, 4-Lumi Bunë, 5-Berdicë, 6-Darragjat, 7-Reç i Ri, 8-Pulaj, 9-Deti i Velipojës, 10-Laguna e Vilunit

Analiza e klasterizimit hierarkik identifikoi tre grupe kryesore të stacioneve bazuar në ngjashmërinë e parametrave të analizuar. Stacionet 1 dhe 8 paraqitën nivelin më të lartë të ngjashmërisë duke u bashkuar fillimisht me një ngjashmëri prej rreth 98–99%. Pavarësisht largësisë hapësinore, si dhe ekosistemeve të ndryshme, njëra pranë liqenit të Shkodrës dhe tjetra anës lumit Buna rezulton se kanë ngjashmëri mikrobiologjike të lartë. Pa dyshim, kjo afërsi korrelon për faktin se të dy këto puse janë pranë gropave septike, të cilat ndikojnë dhe në rezulatet e pransisë së E. coli dhe enterokokëve intestinal mbi normat e lejuara. Më pas këtij nëngrupi iu bashkua stacioni 2 me një ngjashmëri afërsisht 96–97%, stacion ky po anës liqenit ku ndotja e ujërave nëntokësore ndikohet nga prania antropogjene e shtuar dhe kjo duket sidomos muajt ku mbipopullohet. Ndërsa stacioni 3 u integrua në të njëjtin grup me një ngjashmëri prej rreth 93–95%. Këto rezultate tregojnë se stacionet 1, 8, 2 dhe 3 karakterizohen nga profile shumë të ngjashme të parametrave mikrobiologjikë.

Një grup i dytë u formua nga stacionet 6 dhe 9 të cilat shfaqën një ngjashmëri shumë të lartë rreth 98-99%. Stacioni 7 iu bashkua këtij grupi me një nivel ngjashmërie prej afërsisht 95-96% duke sugjeruar kushte të krahasueshme mjedisore dhe burime të përbashkëta ndikimi në këto pika monitorimi.

Stacioni 4 u bashkua me grupin e përbërë nga stacionet 1, 2, 3 dhe 8 në një nivel ngjashmërie prej rreth 69.76% duke treguar një ngjashmëri të moderuar por edhe prani të dallimeve të caktuara në karakteristikat e ujit. Më tej bashkimi i këtij grupi me klasterin e stacioneve 6, 7 dhe 9 ndodhi në një nivel ngjashmërie prej rreth 39.51% e cila reflekton ndryshime të konsiderueshme ndërmjet këtyre dy grupeve kryesore.

Nga ana tjetër stacioni 5 u shfaq si një njësi më e veçuar duke u bashkuar me strukturën e përgjithshme të dendrogramit vetëm në nivele më të ulëta ngjashmërie. Stacioni 10 rezultoi të ishte pika më heterogjene duke u lidhur me të gjitha stacionet e tjera vetëm në një nivel ngjashmërie prej rreth 9.27% duke sugjeruar kushte dukshëm të ndryshme të cilësisë së ujit dhe praninë e faktorëve specifikë lokalë që ndikojnë në këtë stacion.

Në tërësi dendrogrami evidenton ekzistencën e dy grupeve kryesore homogjene të përbëra nga stacionet 1, 8, 2, 3, 4 dhe 6, 9, 7, ndërsa stacionet 5 dhe 10 paraqesin karakteristika më të veçanta ku stacioni 10 përfaqëson rastin me devijimin më të madh nga modeli i përgjithshëm i ngjashmërisë.

Këto gjetje sugjerojnë se faktorët gjeografikë, hidrologjikë dhe antropogjenë kanë rol të rëndësishëm në cilësinë së ujit në stacionet e studiuara.

3.6 Korrelacioni ndërmjet cilësisë së ujërave të puseve dhe incidencës së sëmundjeve

Tabela 3.26. Rezultatet e identifikimit të baktereve patogjene që shkaktojnë sëmundje me origjinë ujore

	Escherichia coli	*Shigella flexneri*	*Salmonella typhimurium*
Vjeshtë 2023	142	2	15
Dimër 2023	112	7	12
Pranverë 2024	126	0	8
Verë 2024	117	0	11

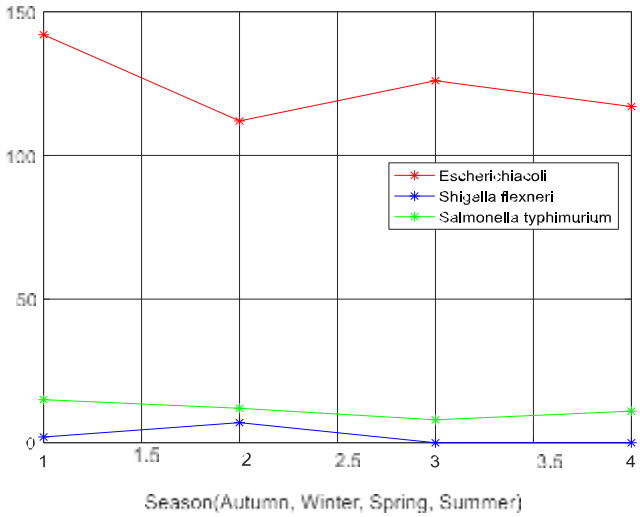


Figura 3.26. Dinamika e pranisë së baktereve patogjene të lidhura me sëmundjet me origjinë ujore

Tabela 3.26 dhe figura 3.26. tregojnë se nga rezultatet dhe dinamika e përhapjes së sëmundjeve të transmetuara nga uji dominojnë rastet e shkaktuara nga *E. coli* (kryesisht diarre) krahasuar me shigelozën dhe salmonelozën. Konkretisht *E. coli* rezulton në 90.36% të gjitha rasteve pozitive të këtyre sëmundjeve.

Tabela 3.27. Rezultatet e baktereve në ujin e puseve dhe baktereve që shkaktojnë sëmundje burimore ujore sipas stinëve

	Enterococci Intestinal (në ujë)	*Escherichia coli (në ujë)*	*Escherichia coli (sëmundje)*	*Salmonella typhimurium (sëmundje)*	*Shigella flexneri (sëmundje)*
Vjeshtë 2023	966	174	142	15	2
Dimër 2023	198	30	112	12	7
Pranverë 2024	665	79	126	8	0
Verë 2024	814	120	117	11	0

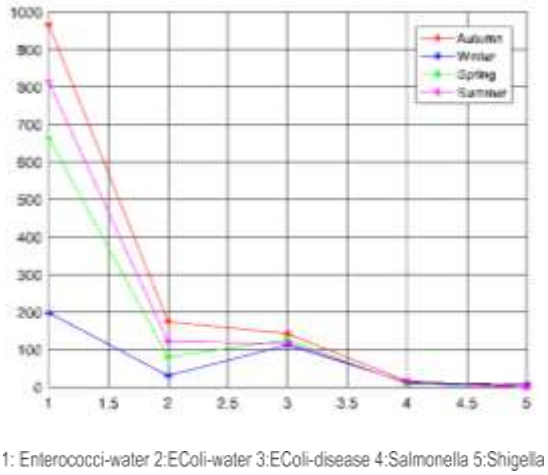


Figura 3.27. Dinamika e pranisë së baktereve dhe sëmundjeve në stinë të ndryshme

Në grafikun 3.27 rezultatet tregojnë vlerat e incidencës së enterobaktereve në ujin e puseve dhe tre sëmundje përgjatë katër stinëve. Vlera më të larta të pranisë së baktereve ndeshim përkatësisht gjatë vjeshtës dhe verës që na rezultojnë edhe stinët më të thata. Përsa i referohet incidencës së sëmundjeve të konsideruara konkludojmë se ato nuk ndryshojnë shumë në stinët e ndryshme.

Për të kryer një analizë korrelacioni në fillim kryejmë disa analiza përshkruese ku nëpërmjet kutisë paraqitet testi i shpërndarjes normale për të zgjedhur korrelacionin më të fortë.

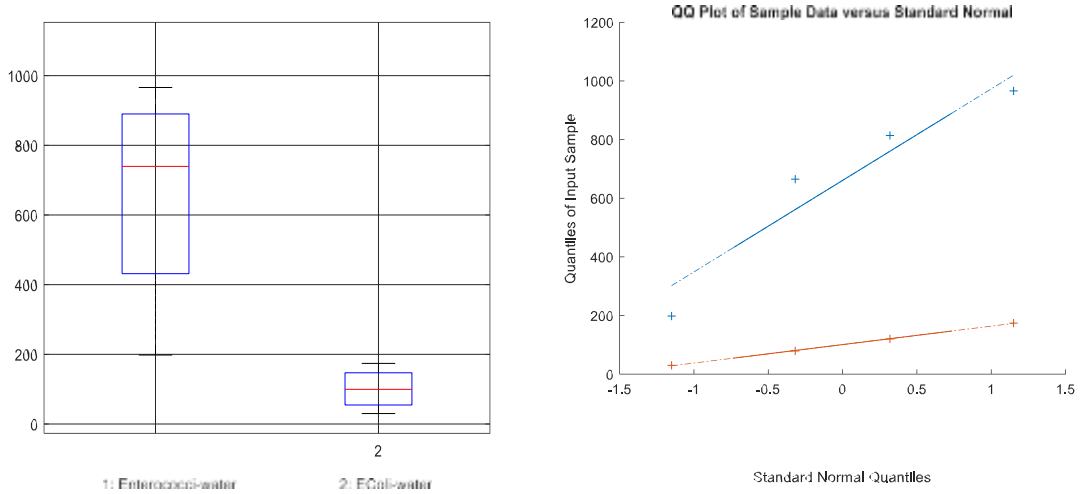


Figura 3.28. Majtas: Grafiku i boksit për bakteret në ujin e pusit; Djathtas: QQplot për bakteret në ujin e pusit

Në figurën nr. 3.28, djathtas shfaqet një grafik kuantile i të dhënave të mostrës për praninë e baktereve enterokokë në ujë kundrejt vlerave teorike të kuantileve nga një shpërndarje normale. Nga grafiku konkludojmë se *enterokokët instestinal* nuk ndjekin një shpërndarje normale.

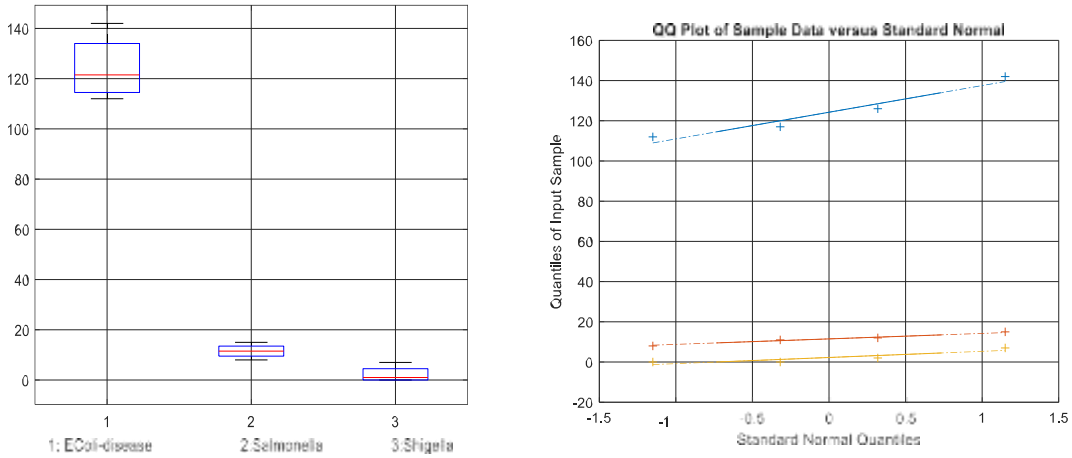


Figura 3.29. Majtas: Grafiku i boksit për sëmundjet; Djathtas: QQplot për sëmundjet

Nga grafikët e mësipërme konkludojmë se për të dhënat e *Escherichia coli* (sëmundja) shohim praninë e jonormalitetit.

Sipas kushteve tona me një madhësi të vogël dhe pranisë së të dhënave jo normale konkludojmë se është më e përshtatshme të përdorim korrelacionin Spearman i cili mat forcën dhe drejtimin e lidhjes midis dy variablave të renditur të llogaritur me formulat e mëposhtme.

$$\rho = 1 - \frac{6\sum d_i^2}{n\left(n^2 - 1\right)},$$

n– numri i vëzhgimeve, d_i - diferenca ndërmjet dy rangjeve të secilit vëzhgim.

Për të zbuluar lidhjen e variablave të ndryshëm të lidhur me njëri-tjetrin kryejmë një analizë korrelacioni duke përdorur matricën e korrelacionit Spearman të paraqitur në hartën e nxehtësisë Figura 3.30. koeficientët e korrelacionit variojnë nga -1 në 1. Sa më afër 1 ose -1 aq më e fortë është marrëdhënia midis dy variablave. Vlerat negative tregojnë një korrelacion negativ dhe vlerat pozitive tregojnë një korrelacion pozitiv. Vlerat afër 0 nuk kanë asnjë korrelacion midis variablave.

Për të kuptuar nëse prania e baktereve ndikon në incidencën e tre baktereve specifike që shkaktojnë sëmundje,u krye analiza e korrelacionit. Koeficientët e korrelacionit të Spearman u llogaritën për të korreluar praninë e dy llojeve të baktereve në ujin e pijshëm *E. coli* dhe *enterokokëve intestinal* me tre bakteret patogjene *Escherichia coli* (sëmundje), *Salmonella* dhe *Sh. flexneri* duke shkaktuar sëmundje tek njerëzit.

Figura 3.29. pas kryerjes së një korrelacioni të kryqëzuar për praninë e baktereve në ujë në lidhje me incidencën e sëmundjes u dallua se prania e ujit të pijshëm të *enterokokëve intestinal* lidhet pozitivisht me incidencën e *Escherichia coli* (sëmundje) dhe prania e *Escherichia coli* në ujë lidhet pozitivisht me incidencën e *E. coli* (sëmundja).

Tabela 3.28. Tabela e korrelacionit Spearman të baktereve dhe variablave të sëmundjes.

rho=	*Enterococci Intestinal (në ujë)*	*Escherichia coli (në ujë)*	*Escherichia coli (sëmundje)*	*Salmonella typhimurium*	*Shigella flexneri*
Intestinal enterococci (në ujë)	1	1	0.8	0.4	-0.31623
Escherichia coli (në ujë)	1	1	0.8	0.4	-0.31623
Escherichia coli (sëmundje)	0.8	0.8	1	0.2	-0.31623
Salmonella typhimurium	0.4	0.4	0.2	1	0.737865
Shigella flexneri	-0.31623	-0.31623	-0.31623	0.737865	1

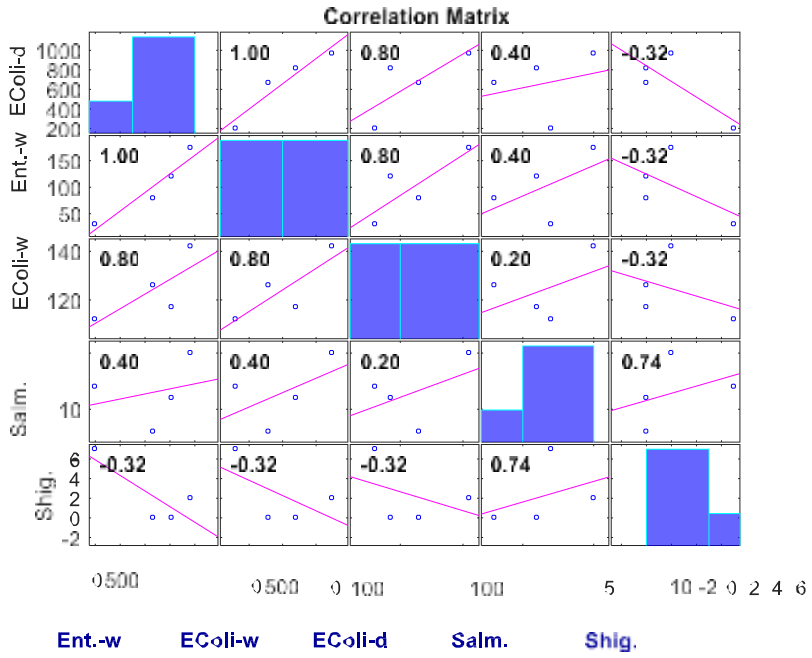


Figura 3.30. Matrica e korrelacionit Spearman e pranisë së baktereve në ujë në lidhje me incidencën e sëmundjes

Korrelacioni i parë tregon se prania e enterokokëve intestinalë në ujin e puseve ka lidhje shumë të fortë me shfaqjen e *Escherichia coli* korrelacion 100% me incidencën e *E. coli* në ujin e pusit dhe 80% me incidencën e *E. coli* në ujë në përgjithësi. Kjo do të thotë që kur gjenden enterokokë në pus pothuajse me siguri do të gjenden edhe *E. coli*, gjë që tregon ndotje fekale të përbashkët të burimit.

Korrelacioni i dytë konfirmon të njëjtin model nga ana tjetër sëmundja e shkaktuar nga *E. coli* lidhet 80% me praninë e enterokokëve në ujin e pusit dhe 80% me sëmundjen e shkaktuar nga *E. coli* vetë. Kjo përforcon hipotezën se të dy mikroorganizmat kanë të njëjtin rrugë përhapjeje, me shumë mundësi ujin e kontaminuar fekalisht.

Korrelacioni i tretë tregon një lidhje të moderuartë fortë (74%) ndërmjet *Salmonella typhimurium* dhe *Shigella flexneri***.** Kjo sugjeron se këto dy patogjenë shfaqen shpesh njëkohësisht në të njëjtat zona ose burime uji duke treguar ndotje të përbashkët ose kushte mjedisore të ngjashme që favorizojnë mbijetesën e tyre.

Korrelacioni kryhet duke përdorur gjuhën programuese simbolike MATLAB R2024b.

Nga analiza e të dhënave evidentohet se niveli i *enterokokëve intestinal* në ujërat e puseve në qarkun e Shkodrës është dukshëm mbi normat e lejuara. Prania e *E. coli* dhe enterokokëve intestinal në 7 nga 10 puse tregon një ndotje fekale të konsiderueshme e cila ndikon drejtpërdrejt në mjedisin familjar për shkak të përdorimeve të shumta të këtij uji. Faktorë të ndryshëm kontribuojnë në përkeqësimin e cilësisë së ujit duke u reflektuar në ndryshime midis zonave të studiuara: puset pranë liqenit të Shkodrës dhe lagunës së Vilunit paraqesin cilësi më të ulët të ujit ndërsa në zonën e detit Adriatik vërehet cilësi më e mirë e ujit. Në këtë zonë mungesa e gropave septike lidhet me funksionimin e impiantit të trajtimit të ujërave të zeza i cili kontribuon në përmirësimin e kushteve higjienike dhe reduktimin e ndotjes.

3.10 Analiza statistikore përshkruese dhe vlerësimi i shpërndarjes së parametrave sipas stinëve përmes histogramit dhe box plot-it.

Tabela 3.29. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale e temperaturës

Temp	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Pranverë	72	20	5.7	12	14	21.7	25	30	18	13.6	0.044	-1.399
Verë	108	27.7	2.4	22	26.2	27.6	29.2	33.5	11.5	27	0.012	-0.454
Vjeshtë	84	18.9	4.2	11	15.7	18.6	22.7	27.2	16.2	21.6	-0.106	-0.991
Dimër	72	12.3	1.7	9.4	10.8	12.6	13.5	16.6	7.2	12.7	0.223	-0.460

Analiza deskriptive e të dhënave për parametrin në sezonin e pranverës (n = 72) barazia ndërmjet mesatares dhe medianës (21.7) treguar një shpërndarje simetrike të të dhënave. Mminimale dhe maksimale për vlerat e paraemtrit të temperaturës variojnë nga 12 në 30 me një amplitudë prej 18, e cila tregon një variabilitet relativisht të moderuar. Devijimi standard (SD = 5.7) konfirmon këtë shpërndarje të qëndrueshme rreth mesatares.

Histogrami paraqet një shpërndarje afërsisht normale me një përqendrim të vlerave në intervalin 14-25. Forma e kurbës sugjeron një shpërndarje relativisht simetrike e cila mbështetet edhe nga vlera shumë e ulët e skewness (0.044) duke treguar mungesë të anshmërisë së theksuar në të dhëna. Nga ana tjetër kurtosis negative (-1.399) tregon një shpërndarje më të sheshtë me një përhapje më të madhe të vlerave dhe më pak përqendrim rreth mesatares krahasuar me një shpërndarje normale ideale.

Box-plot konfirmon këto gjetje duke treguar një medianë të pozicionuar në qendër të kutisë dhe një shpërndarje relativisht simetrike të kuartileve (Q1=14 dhe Q3=25). Mungesa e vlerave ekstreme tregon një homogjenitet të mirë të dhënave dhe sugjeron se nuk ka devijime të forta nga trendi i përgjithshëm. Në tërësi të tre paraqitjet grafike dhe parametrat statistikorë tregojnë se të dhënat për sezonin e pranverës karakterizohen nga një shpërndarje e qëndrueshme afërsisht normale dhe pa devijime ekstreme duke reflektuar kushte relativisht homogjene të parametrave të matur gjatë kësaj periudhe.

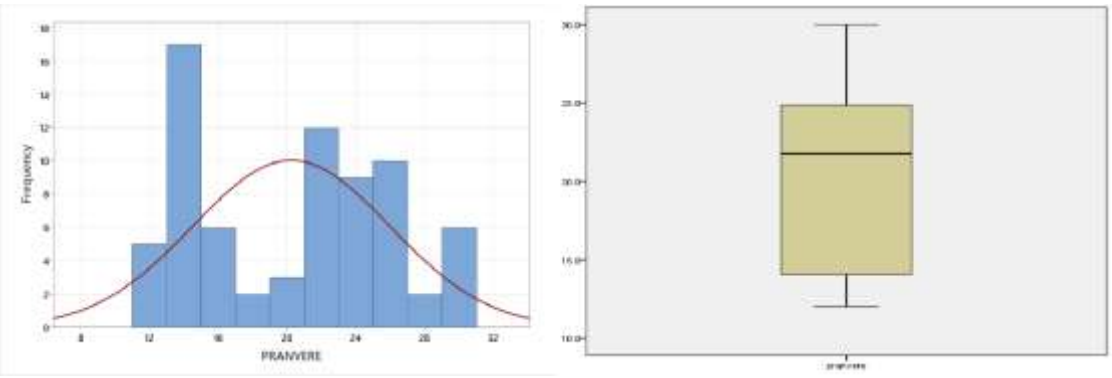


Figura 3.31. Shpërndarja statistikore e temperaturës në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Figura 3.32 dhe tabela 3.29 paraqesin analizën statistikore të temperaturës së ujit gjatë sezonit të verë, duke ofruar një pasqyrë të detajuar të shpërndarjes dhe variabilitetit të të dhënave. Temperatura mesatare rezulton

27.7°C duke reflektuar kushte tipike termike për këtë periudhë. Devijimi standard relativisht i ulët (SD = 2.4) tregon një shpërndarje të kufizuar të vlerave rreth mesatares e cila sugjeron stabilitet të konsiderueshëm të temperaturës gjatë sezonit veror.

Analiza e kuartileve (Q1=26.2°C dhe Q3=29.2°C) tregon se 50% e vlerave janë të përqendruara brenda një intervali të ngushtë duke konfirmuar homogjenitetin e të dhënave. Vlera minimale (22°C) dhe maksimale (33.5°C) tregojnë një amplitudë prej 11.5°C që megjithëse jo shumë e lartë reflekton ndikime të moderuara të faktorëve mjedisorë në variacionin e temperaturës.

Histogrami ilustron një shpërndarje afërsisht normale ku frekuencat më të larta përqendrohen në intervalin 26–30°C. Kurba e densitetit ndjek një formë të butë dhe të balancuar duke treguar mungesë të devijimeve të theksuara. Kjo vërtetohet edhe nga vlera e skewness (0.012) e cila është shumë afër zeros dhe tregon një shpërndarje pothuajse simetrike. Ndërkohë kurtosis (-0.454) sugjeron një shpërndarje më të gjerë të vlerave rreth mesatares.

Box-ploti përforcon këto rezultate duke treguar një medianë të vendosur afër qendrës së kutisë dhe një shpërndarje të balancuar midis kuartileve. Mungesa e outliers të dukshëm tregon se të dhënat janë të qëndrueshme dhe nuk ka vlera ekstreme që mund të ndikojnë në interpretimin statistikor.

Në tërësi temperatura e ujit gjatë verës karakterizohet nga një shpërndarje uniforme, stabilitet i lartë dhe variabilitet i moderuar duke krijuar kushte të favorshme për zhvillimin e proceseve fiziko-kimike dhe aktivitetit mikrobiologjik në ujërat sipërfaqësore.

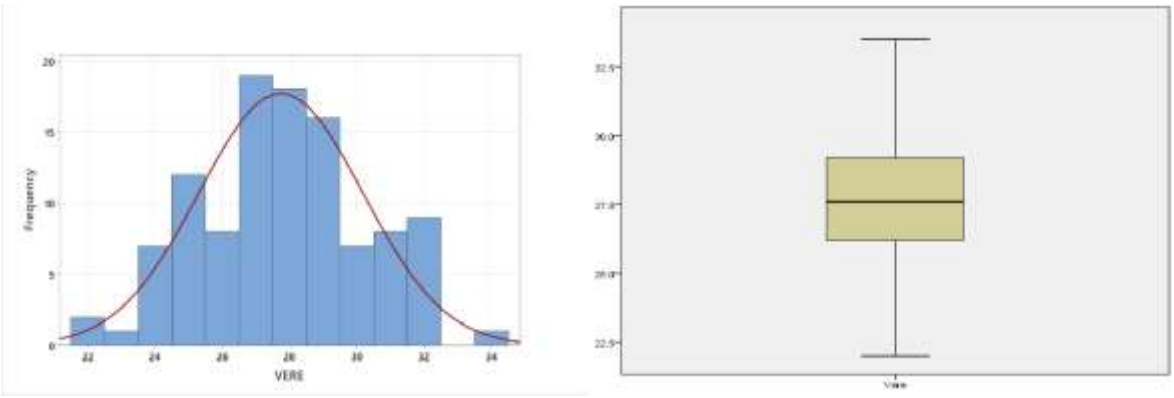


Figura 3.32. Shpërndarja statistikore e temperaturës në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Figura 3.33. dhe tabela 3.29. paraqesin analizën statistikore të temperaturës së ujit gjatë sezonit të vjeshtës duke evidentuar karakteristikat kryesore të shpërndarjes dhe variabilitetit të të dhënave. Temperatura mesatare rezulton 18.9°C duke reflektuar një ulje të dukshme të regjimit termik krahasuar me periudhat më të ngrohta

Devijimi standard (SD = 4.2) tregon një variabilitet mesatar të të dhënave e cila sugjeron luhatje të konsiderueshme të temperaturës gjatë kësaj periudhe. Intervali ndërkuartilor (Q1=15.7°C dhe Q3=22.7°C) është relativisht i gjerë duke treguar shpërndarje më të shtrirë të vlerave dhe mungesë të përqendrimit të fortë rreth mesatares. Amplituda prej 16.2°C (nga 11°C në 27.2°C) përforcon këtë ide duke reflektuar ndikimin e faktorëve mjedisorë dhe ndryshimeve klimatike sezonale.

Histogrami tregon një shpërndarje jo plotësisht normale me një shpërndarje të vlerave në disa intervale dhe një formë jo plotësisht simetrike. Kurba e densitetit sugjeron një shpërndarje relativisht të sheshtë dhe të zgjeruar. Kjo mbështetet nga vlera e skewness (-0.106) e cila tregon një prirje shumë të lehtë drejt anës së majtë por që në përgjithësi mbetet afër simetrisë. Kurtosis (-0.991) tregon një shpërndarje platykurtike me një majë më të vogël dhe me përhapje më të madhe të të dhënave rreth mesatares.

Box-ploti konfirmon këtë variabilitet duke treguar një kuti relativisht të zgjeruar dhe një medianë të vendosur afër qendrës ku sugjeron një shpërndarje të balancuar të vlerave. Nuk evidentohen outliers të theksuar duke treguar që të dhënat janë relativisht homogjene pavarësisht shpërndarjes së tyre më të gjerë.

Në tërësi temperatura e ujit gjatë vjeshtës karakterizohet nga variabilitet më i lartë dhe shpërndarje më e shpërndarë e vlerave duke reflektuar tranzicionin sezonal dhe ndikimin e faktorëve klimatikë në dinamikën termike të ujërave sipërfaqësore.

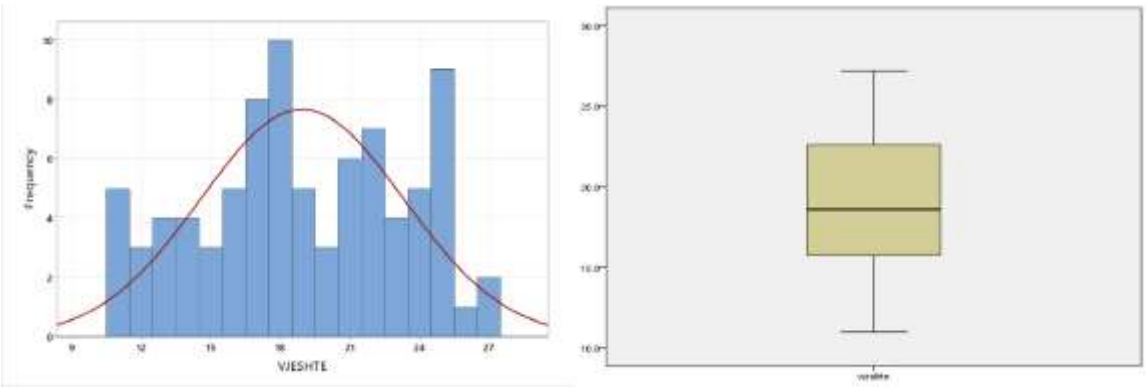


Figura 3.33. Shpërndarja statistikore e temperaturës në stinën e vjeshtës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Figura 3.34. dhe tabela 3.29. paraqesin analizën statistikore të temperaturës së ujit gjatë sezonit të dimrit duke evidentuar një regjim termik të qëndrueshëm dhe me variabilitet të kufizuar. Temperatura mesatare rezulton 12.3°C duke reflektuar kushte tipike të ftohta për këtë periudhë dhe një nivel relativisht të ulët energjie termike në ujërat sipërfaqësore.

Devijimi standard i ulët (SD = 1.7) tregon një shpërndarje të ngushtë të vlerave rreth mesatares, çka sugjeron stabilitet të lartë të temperaturës gjatë dimrit. Kjo konfirmohet edhe nga intervali ndërkuartilor relativisht i kufizuar (Q1=10.8°C dhe Q3 =13.5°C) ku pjesa më e madhe e vlerave është e përqendruar në një diapazon të ngushtë. Amplituda prej 7.2°C (nga 9.4°C në 16.6°C) është më e ulët krahasuar me shpërndarje më të gjera, duke reflektuar ndikim më të kufizuar të faktorëve të jashtëm në variacionin e temperaturës.

Histogrami paraqet një shpërndarje relativisht të rregullt me një përqendrim të vlerave në intervalin 11–13°C. Kurba e densitetit tregon një formë të butë dhe të njëtrajtshme pa devijime të theksuara. Megjithatë vlera e skewness (0.223) tregon një prirje të lehtë drejt anës së djatht, duke sugjeruar një asimetri të moderuar pozitive. Nga ana tjetër kurtosis (-0.460) tregon një shpërndarje platykurtike me një majë më të sheshtë dhe një shpërndarje më të gjerë të të dhënave rreth mesatares.

Box-ploti konfirmon këtë stabilitet duke paraqitur një kuti të ngushtë dhe një medianë të vendosur afër qendrës së saj ku tregon shpërndarje të balancuar të vlerave. Nuk

evidentohen outliers të theksuar duke përforcuar idenë e homogjenitetit të të dhënave.

Në tërësi temperatura e ujit gjatë dimrit karakterizohet nga stabilitet i lartë variabilitet i ulët dhe shpërndarje relativisht uniforme duke reflektuar kushte të qëndrueshme klimatike që ndikojnë në dinamikën fiziko-kimike dhe proceset ekologjike në ujërat sipërfaqësore.

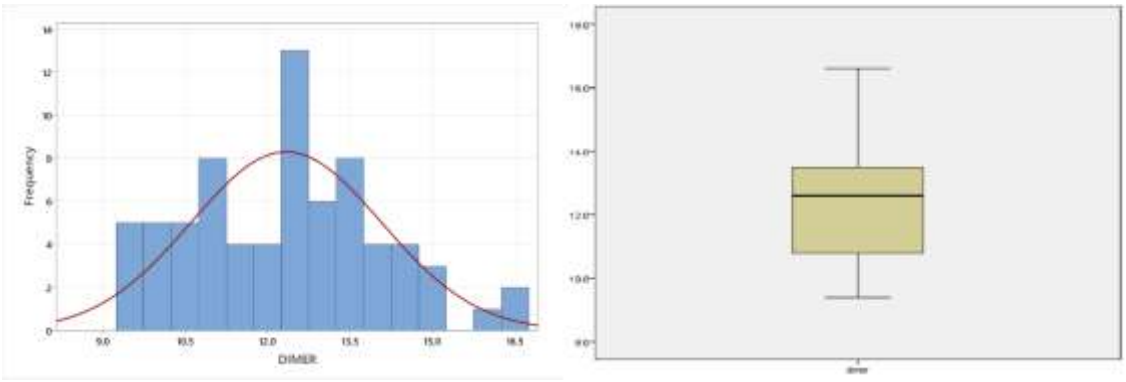


Figura 3.34. Shpërndarja statistikore e temperaturës në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Tabela 3.30. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale e pH

pH	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Pranverë	72	8.1	0.2	7.6	7.9	8.1	8.2	8.6	1.0	8.1	0.458	0.297
Verë	109	7.8	0.3	7.2	7.5	7.9	8.1	8.5	1.3	8.1	-0.237	-1.103
Vjeshtë	84	7.7	0.4	7	7.2	7.8	8.1	8.5	1.5	7.2	-0.156	-1.514
Dimër	72	7.8	0.4	7	7.3	7.9	8.1	8.4	1.4	8.1	-0.467	-1.200

Figura 3.35. dhe tabela 3.30. gjatë sezonit të pranverës vlerat e pH paraqesin një stabilitet relativisht të lartë dhe variabilitet të ulët ndërmjet mostrave të analizuara. Mesatarja e pH rezultoi 8.1 me devijim standard 0.2 duke treguar shpërndarje të ngushtë të të dhënave rreth mesatares dhe homogjenitet të mirë të parametrave gjatë kësaj periudhe. Vlera minimale e rregjistruar ishte 7.6 ndersa ajo maksimale 8.6 me amplitude totale 1.0

Kuartili i parë (Q1) rezultoi 7.9 dhe kuartili i tretë (Q3) 8.2 tregon se 50% e vlerave janë përqendruara në një interval të ngushtë. Moda ishte 8.1 duke konfirmuar këtë vlerë si më të shpeshtë

Histogrami tregon një shpërndarje afërsisht normale të vlerave të pH me përqendrime të shumicës së mostrave rreth intervalit 8.0-8.2. Koeficenti pozitiv i skewness 0.458 sugjeron një asimetri të lehtë drejt vlerave më të larta megjithatë shpërndarja mbetet afër normales. Vlera e kurtosis 0.297 tregon një shpërndarje mesokurtile pa devijime të theksuara dhe pa prani të konsiderueshme të outlierve

Boxploti konfirmon homogjenitetin e të dhënave me medianë të pozicionuar afër qendrës së kutisë dhe mungesë të vlerave ekstreme të theksuara. Në përgjithësi rezultatet tregojnë

se gjatë praverës pH ka qënë i relativisht i qëndrueshëm dhe brenda një intervali të ngushtë variacioni

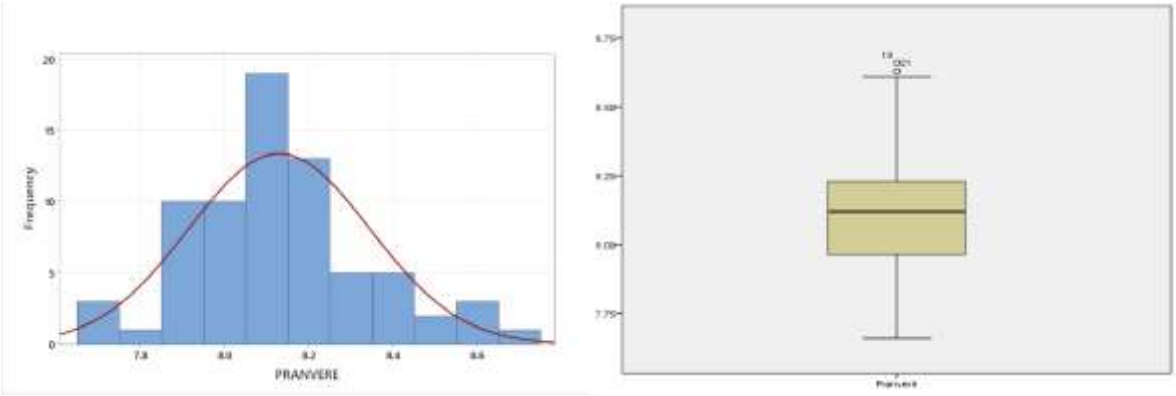


Figura 3.35. Shpërndarja statistikore e pH në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Figura 3.36. dhe tabela 3.30 sezoni i verës paraqet vlera të pH-së që variojnë nga 7.2 deri në 8.5 me një vlerë mesatare prej 7.8 dhe medianë 7.9 duke treguar karakter neutral deri lehtësisht alkalin të ujërave të monitoruara. Devijimi standard relativisht i ulët (SD = 0.3) tregon një variacion të moderuar të vlerave dhe stabilitet të përgjithshëm të parametrin gjatë kësaj periudhe. Amplituda prej 1.3 reflekton luhatje të kufizuara ndërmjet stacioneve të monitorimit.

Histogrami tregon një shpërndarje afërsisht normale të të dhënave me përqendrimin më të madh të frekuencave në intervalin 7.8–8.2. Kurba e shpërndarjes sugjeron se shumica e mostrave janë të grumbulluara pranë vlerës mesatare, duke treguar homogjenitet relativ të parametrin pH gjatë sezonit të verës. Vlera e skewness (-0.237) tregon një asimetri të lehtë negative, e cila nënkupton praninë e disa vlerave më të ulëta të pH ndërsa kurtosis negative (-1.103) tregon një shpërndarje më të sheshtë se normalja dhe mungesë të outlier-ve të theksuar.

Boxplot-i konfirmon stabilitetin e të dhënave pasi mediana është e pozicionuar afër qendrës së kutisë dhe nuk evidentohen vlera ekstreme. Intervali ndërkuartilor relativisht i ngushtë (Q1=7.5; Q3=8.1) tregon se 50% e vlerave janë të përqendruara brenda këtij intervali duke reflektuar një shpërndarje të qëndrueshme të pH në sezonin e verës. Në përgjithësi rezultatet tregojnë se ujërat gjatë kësaj periudhe ruajnë kushte kimike të favorshme dhe stabile.

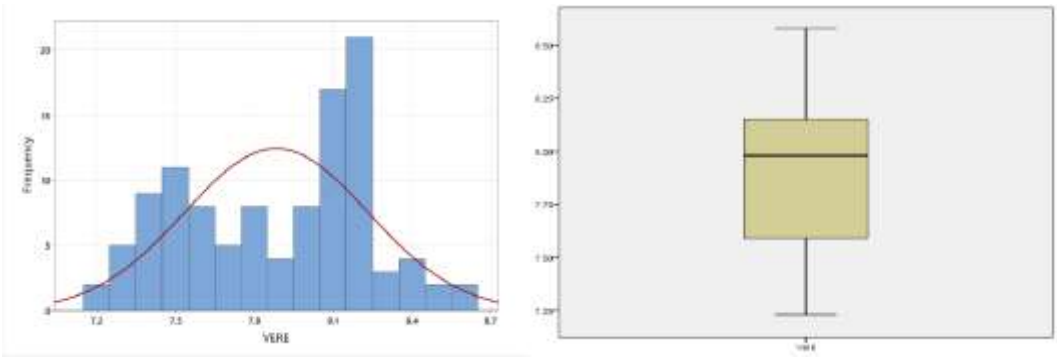


Figura 3.36. Shpërndarja statistikore e pH në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Figura 3.37. dhe tabela 3.30 sezoni i vjeshtës paraqet vlera të pH-së që variojnë nga 7.2 deri në 8.5 me një mesatare prej 7.7 dhe medianë 7.8 duke treguar se ujërat e monitoruara ruajnë karakter neutral deri lehtësisht alkalin edhe gjatë kësaj periudhe. Devijimi standard prej 0.4 tregon një variabilitet më të lartë krahasuar me sezonet e tjera duke reflektuar luhatje më të theksuara të vlerave të pH ndërmjet stacioneve dhe matjeve të realizuara. Amplituda prej 1.5 konfirmon këtë shpërndarje më të gjerë të të dhënave.

Histogrami tregon një shpërndarje relativisht asimetrike me përqendrim të frekuencave kryesisht në intervalin 7.7–8.2. Forma e kurbës sugjeron dominim të vlerave më të larta të pH ndërsa prania e disa vlerave më të ulëta ndikon në shpërndarjen e përgjithshme. Vlera negative e skewness (-0.156) tregon një asimetri të lehtë majtas e cila nënkupton se disa mostra kanë regjistruar pH më të ulët se mesatarja. Nga ana tjetër kurtosis negative (-1.514) tregon një shpërndarje më të sheshtë se shpërndarja normale duke reflektuar mungesë të vlerave ekstreme dhe një shpërndarje relativisht uniforme të të dhënave.

Boxplot-i evidenton një interval ndërkuartilor relativisht të gjerë (Q1=7.2; Q3=8.1), duke treguar heterogjenitet më të madh të vlerave gjatë sezonit të vjeshtës. Mediana është e pozicionuar afër pjesës së sipërme të kutisë e cila sugjeron dominim të vlerave më të larta të pH në pjesën më të madhe të mostrave. Gjithashtu, mungesa e outlier-ve tregon se të gjitha matjet mbeten brenda kufijve normalë të variacionit natyror të këtij parametri. Në përgjithësi rezultatet tregojnë një stabilitet relativ të pH-së gjatë sezonit të vjeshtës megjithëse me variabilitet më të theksuar referuar me periudhat e tjera të monitorimit.

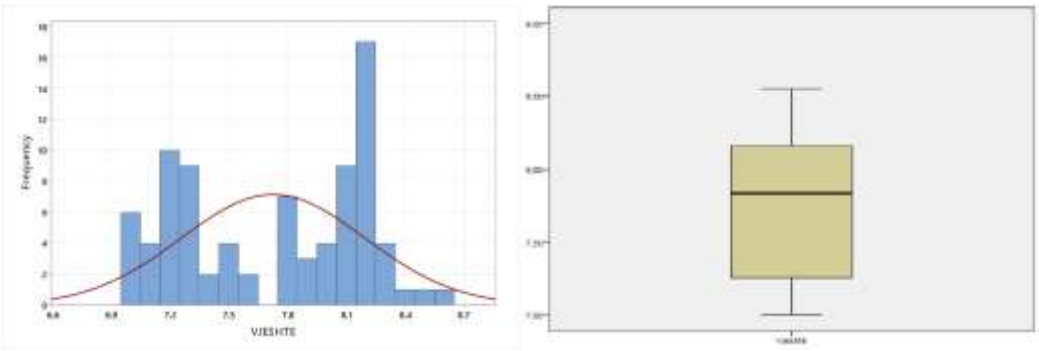


Figura 3.37. Shpërndarja statistikore e pH në stinën e vjeshtës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Figura 3.38. dhe tabela 3.30 analiza statistikore e parametrin pH gjatë sezonit të dimrit tregon se vlerat e regjistruara shtrihen nga 7.0 deri në 8.4 me një mesatare prej 7.8 e cila tregon dominim të kushteve neutrale dhe lehtësisht alkaline në ujërat e monitoruara. Vlera e devijimit standard (SD=0.4) dhe amplituda prej 1.4 tregojnë një shpërndarje më të gjerë të dhënave duke reflektuar ndikimin e ndryshimeve sezonale dhe hidrologjike gjatë periudhës së dimrit.

Shpërndarja e të dhënave në histogram nuk paraqitet plotësisht simetrike pasi frekuencat më të larta janë të përqendruara në intervalin 7.8–8.2 ndërsa një pjesë më e vogël e mostrave shfaq vlera më të ulëta të pH. Ky konfigurim mbështetet edhe nga vlera negative e skewness (-0.467), e cila tregon prirje të shpërndarjes drejt anës së majtë. Ndërkohë, kurtosis negative (-1.200) sugjeron një shpërndarje relativisht të sheshtë duke treguar se të dhënat nuk karakterizohen nga kulme të theksuara apo prani e outlier-ve ekstremë.

Në boxplot vërehet se mediana është e pozicionuar në pjesën qendrore të kutisë duke

treguar një shpërndarje relativisht të balancuar të vlerave. Intervali ndërkuartilor (Q1 =7.3; Q3=8.1) përfshin pjesën më të madhe të mostrave duke treguar se ndryshimet e pH mbeten brenda kufijve normalë të variacionit natyror. Gjithashtu mungesa e vlerave ekstreme në grafik konfirmon stabilitetin relativ të parametrin gjatë sezonit të dimrit. Në përgjithësi rezultatet tregojnë se pH ruan kushte të përshtatshme për ekosistemin ujor edhe gjatë periudhës së dimrit megjithëse evidentohet një variabilitet më i lartë krahasuar me sezonin pranveror.

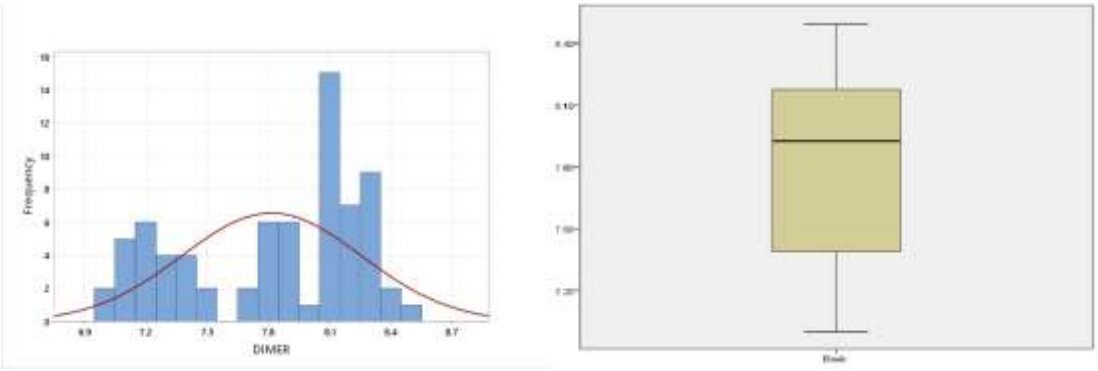


Figura 3.38. Shpërndarja statistikore e pH në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Tabela 3.31. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale e turbiditetit

Turbiditet	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Pranverë	72	3	2	0.42	1.3	2.7	3.4	11.6	11.1	3	1.841	4.574
Verë	108	4.8	4.2	0.6	1.9	3.9	6.5	28	28.1	1.6	2.939	12.733
Vjeshtë	84	3.2	0.9	1.2	2.8	3.3	3.5	6.7	5.5	2	1.069	2.641
Dimër	72	2.9	1.4	0.6	2	2.8	3.3	6.7	6.1	2.9	0.937	0.561

Tabela 3.31 për turbullirën në pranverë ka një mesatare prej 3 FNU/NTU dhe devijim standard 2 e cila tregon variabilitet të moderuar të dhënave. Vlerat minimale dhe maksimale (0.42–11.6) tregojnë një amplitudë të gjerë duke sugjeruar prani të episodeve të izoluara me turbullirë të lartë. Kuartilet (Q1=1.3 dhe Q3 =3.4) tregojnë se pjesa më e madhe e të dhënave është e përqendruar në intervale të ulëta deri mesatare, ndërsa mediana (2.7) është më e ulët se mesatarja duke konfirmuar ndikimin e vlerave të larta ekstreme në rritjen e mesatares. Kurtosis-i pozitiv (4.574) tregon një shpërndarje leptokurtike me përqendrim rreth vlerave qendrore dhe bishta të theksuar, që reflektojnë prani të vlerave ekstreme.

Histogrami i paraqitur në figurë 3.39 tregon se shpërndarja e turbullirës në pranverë është e përqendruar kryesisht në intervalin 1-4 me frekuencë më të lartë rreth vlerës mesatare. Megjithatë prania e disa vlerave të larta deri në 11.6 krijon një bisht të zgjatur në anën e djathtë të shpërndarjes duke reflektuar ngjarje të rralla me rritje të materialeve pezull. Këto mund të lidhen me reshjet atmosferike dhe rrjedhjet sipërfaqësore që karakterizojnë

sezonin e pranverës.

Box plot-i konfirmon këto rezultate duke treguar medianën në 2.7 dhe një shpërndarje relativisht të ngushtë në pjesën qendrore të të dhënave. Kuartilet tregojnë stabilitet të moderuar të sistemit ndërsa outliers-at evidentojnë disa vlera të relativisht larta të izoluara, të cilat influencojnë në rritjen e variabilitetit total. Kjo tregon se pavarësisht kushteve përgjithësisht të qëndrueshme sistemi ujor në pranverë ndikohet herë pas here nga inpute të jashtme.

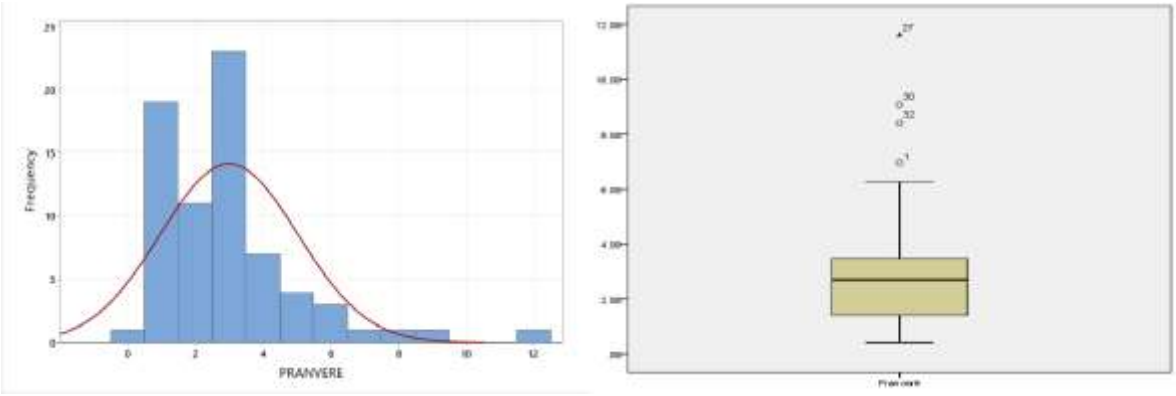


Figura 3.39. Shpërndarja statistikore e turbiditetit në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Analiza statistikore e turbullirës tabela 3.31. gjatë sezonit të verës tregon një variabilitet të lartë të të dhënave dhe praninë e vlerave ekstreme. Numri total i matjeve ishte 108 e cila siguron një bazë të mjaftueshme për interpretim statistikor të besueshëm. Vlera mesatare e turbullirës rezultoi 3.9 ndërsa mediana ishte 3.3 duke sugjeruar një shpërndarje jo simetrike të të dhënave. Diferenca ndërmjet mesatares dhe medianës tregon ndikimin e disa vlerave të larta në rritjen e mesatares.

Devijimi standard (SD=4.2) dhe amplituda e lartë (28.1) tregojnë luhatje të konsiderueshme të turbullirës gjatë kësaj periudhe. Vlera minimale ishte 0.6 ndërsa maksimumi arriti në 28 duke reflektuar episode të veçanta me rritje ekstreme të turbullirës. Kuartilet (Q1=1.9 dhe Q3=6.5) tregojnë se 50% e matjeve janë të përqendruara brenda këtij intervali ndërsa moda prej 1.6 tregon se kjo ishte vlera më e shpeshtë e regjistruar gjatë sezonit veror.

Histogrami demonstron një shpërndarje të anuar djathtas figura 3.40. ku shumica e vlerave janë të përqendruara në intervalin 2-6 ndërsa disa vlera shumë të larta krijojnë një bisht të gjatë në anën e djathtë të shpërndarjes. Kjo vërtetohet nga koeficienti i skewness prej 2.939 i cili tregon asimetri pozitive të theksuar. Njëkohësisht kurtosis shumë e lartë (12.733) tregon një shpërndarje leptokurtike karakterizuar nga përqendrim i madh i vlerave rreth mesatares dhe prani e outlierëve ekstremë.

Boxplot-i konfirmon praninë e disa outlierëve mbi kufirin e sipërm të shpërndarjes të cilët ndikojnë ndjeshëm në parametrat statistikë. Këto rezultate sugjerojnë se gjatë verës turbullira karakterizohet nga paqëndrueshmëri e lartë dhe episode sporadike të ngarkesës së shtuar të grimcave pezull, të cilat mund të lidhen me reshje intensive, erozion sipërfaqësor dhe aktivitete antropogjene.

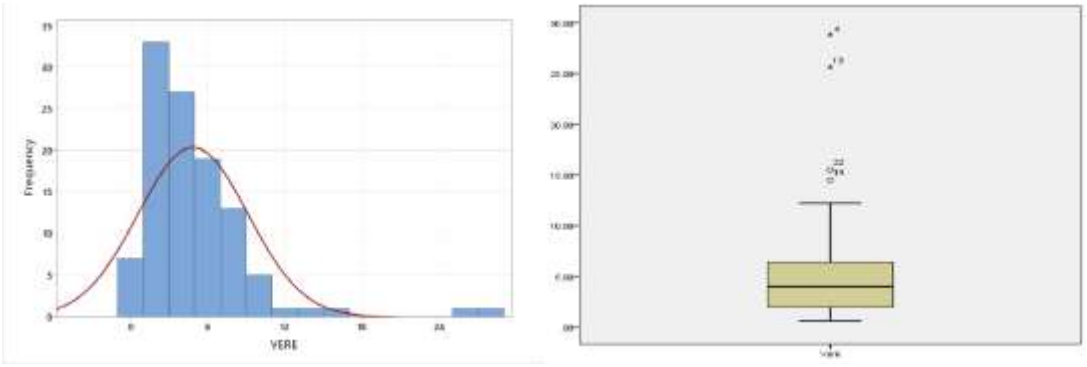


Figura 3.40. Shpërndarja statistikore e turbiditetit në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Analiza statistikore e turbullirës gjatë sezonit të vjeshtës tabela 3.31. tregon një shpërndarje relativisht më homogjene të dhënave krahasuar me sezonet e tjera, megjithëse evidentohen edhe disa vlera ekstreme. Numri total i matjeve ishte 84 duke ofruar një bazë të qëndrueshme për analizë statistikore. Vlera mesatare e turbullirës rezultoi 3.2 ndërsa mediana ishte 3.3 e cila tregon një afërsi të madhe ndërmjet tendencës qendrore dhe sugjeron një shpërndarje relativisht të balancuar të dhënave. Moda prej 2 paraqet vlerën më të shpeshtë të regjistruar gjatë kësaj periudhe.

Devijimi standard i ulët (SD=0.9) dhe amplituda relativisht e kufizuar (5.5) tregojnë se luhatjet e turbullirës gjatë vjeshtës janë më të vogla dhe më stabile. Vlera minimale ishte 1.2 ndërsa maksimumi arriti në 6.7 duke reflektuar mungesën e episodeve shumë ekstreme krahasuar me sezonin veror. Kuartilet (Q1=2.8 dhe Q3=3.5) tregojnë se 50% e matjeve janë të përqendruara në një interval të ngushtë duke konfirmuar stabilitetin relativ të të dhënave.

Histogrami (figura 3.41) paraqet një shpërndarje me përqendrim të madh të vlerave rreth intervalit 3-4 ndërsa frekuenca zvogëlohet gradualisht drejt vlerave më të larta. Forma e histogramit sugjeron një asimetri të lehtë pozitive gjë që mbështetet nga koeficienti i skewness prej 1.069. Kjo tregon se ekzistojnë disa vlera më të larta se mesatarja por ndikimi i tyre në shpërndarje mbetet i moderuar.

Koeficienti i kurtosis prej 2.641 tregon një shpërndarje mesatarisht leptokurtike me prani të disa outlierëve por pa ekstremitet të theksuar. Boxplot-i konfirmon këtë interpretim duke evidentuar disa vlera atipike mbi kufirin e sipërm të shpërndarjes ndërkohë që pjesa më e madhe e të dhënave mbetet e grupuar rreth medianës. Në përgjithësi sezoni i vjeshtës karakterizohet nga stabilitet relativ i turbullirës dhe variabilitet më i ulët i të dhënave.

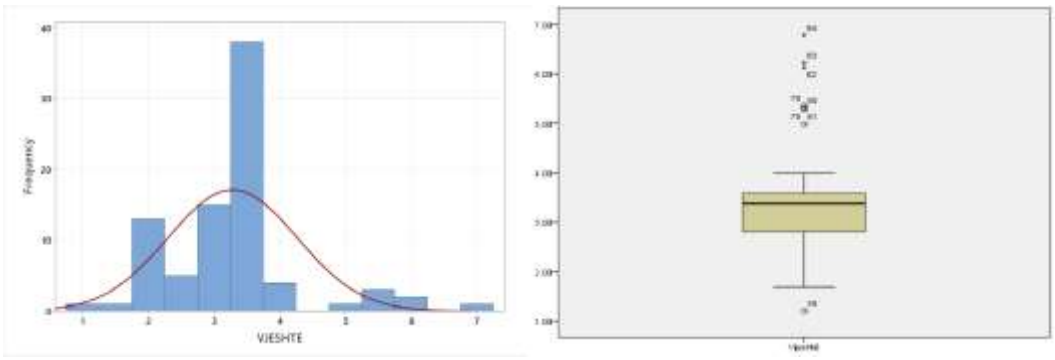


Figura 3.41. Shpërndarja statistikore e turbiditetit në stinën e vjeshtës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Të dhënat e sezonit të dimrit paraqesin një nivel relativisht të qëndrueshëm të turbullirës me variacion më të moderuar krahasuar me sezonet e tjera. Në analizë janë përfshirë 72 matje të cilat tregojnë një mesatare prej

2.9 dhe medianë prej 2.8. Afërsia ndërmjet këtyre dy parametrave tregon se shpërndarja e të dhënave është relativisht simetrike dhe se vlerat ekstreme kanë ndikim më të kufizuar. Vlera modale prej 2.9 përforcon këtë stabilitet statistikor duke treguar se shumica e matjeve janë përqendruar rreth intervalit qendror.

Vlerat minimale dhe maksimale variojnë nga 0.6 deri në 6.7 ndërsa amplituda prej 6.1 tregon një shtrirje mesatare të të dhënave. Devijimi standard (SD = 1.4) sugjeron luhatje të moderuara të turbullirës gjatë dimrit duke reflektuar një shpërndarje më homogjene të matjeve. Kuartilet Q1=2 dhe Q3=3.3 tregojnë se gjysma e të dhënave është e përqendruar brenda një intervali relativisht të ngushtë gjë që dëshmon për stabilitetin e parametrave të monitoruar.

Histogrami (figura 3.42.) paraqet një shpërndarje të përqendruar kryesisht në intervalin 2-3 ku frekuenca e matjeve është më e lartë. Forma e kurbës së shpërndarjes sugjeron një devijim të lehtë drejt vlerave më të larta por pa deformime të mëdha statistikore. Kjo mbështetet nga koeficienti i skewness prej 0.937 i cili tregon asimetri pozitive të lehtë. Ndërkohë, kurtosis prej 0.561 tregon një shpërndarje afër normales pa prani të theksuar të kulmeve apo të vlerave ekstreme.

Boxplot-i evidenton disa outlierë mbi kufirin e sipërm të shpërndarjes megjithatë pjesa dërrmuese e matjeve mbetet e grupuar rreth medianës. Rezultate e marra tregojnë se gjatë dimrit turbullira dalloohet nga stabilitet relativ dhe mungesë e episodeve të forta ekstreme duke reflektuar kushte më të balancuara hidrologjike dhe sedimentologjike gjatë kësaj periudhe.

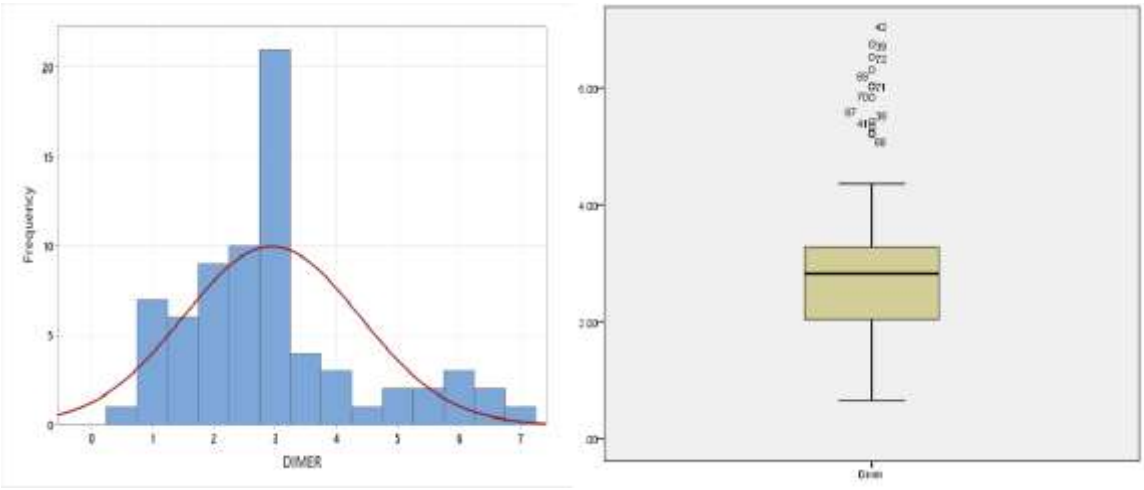


Figura 3.42. Shpërndarja statistikore e turbiditetit në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Tabela 3.32. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale e nitriteve

Nitrite	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Pranverë	72	0.019	0.017	0.004	0.007	0.01	0.02	0.09	0.08	0.007	1.977	4.163
Verë	109	0.018	0.01	0.004	0.01	0.01	0.02	0.05	0.05	0.008	1.593	3.625
Vjeshtë	84	0.012	0.006	0.001	0.007	0.01	0.01	0.02	0.02	0.006	0.587	-0.926
Dimër	72	0.012	0.008	0.003	0.006	0.008	0.01	0.04	0.04	0.006	1.831	4.010

Analiza statistikore e parametrave të nitriteve gjatë sezonit të pranverës tabela 3.32. tregon një shpërndarje jo normale të të dhënave me predominim të vlerave të ulëta dhe prani të disa vlerave ekstreme. Vlera mesatare e nitriteve rezultoi 0.019 mg/L ndërsa mediana 0.01 mg/L duke treguar se shumica e mostrave janë të përqendruara në nivele relativisht të ulëta. Devijimi standard prej 0.017 mg/L dhe amplituda 0.08 mg/L tregojnë një variabilitet të moderuar të përqendrimeve ndërmjet stacioneve të monitorimit. Vlera minimale ishte 0.004 mg/L ndërsa maksimumi arriti në 0.09 mg/L duke reflektuar praninë e disa pikave me ngarkesë më të lartë të nitriteve.

Histogrami paraqet një shpërndarje të anuar djathtas (figura 3.43.) ku pjesa më e madhe e vlerave është e përqendruar në intervalin 0.005–0.02 mg/L ndërsa frekuenca zvogëlohet gradualisht me rritjen e përqendrimit. Kjo konfirmohet edhe nga koeficienti pozitiv i skewness (1.977) i cili tregon asimetri të theksuar pozitive. Nga ana tjetër kurtosis me vlerë 4.163 tregon një shpërndarje leptokurtike karakterizuar nga prania e vlerave ekstreme dhe një kulm më i lartë krahasuar me shpërndarjen normale.

Boxplot-i evidenton praninë e disa outlier-eve mbi kufirin e sipërm të shpërndarjes duke sugjeruar se në disa stacione janë regjistruar përqendrime më të larta të nitriteve krahasuar me pjesën tjetër të mostrave. Kuartili i parë (Q1=0.007 mg/L) dhe kuartili i tretë (Q3=0.02 mg/L) tregojnë se 50% e të dhënave janë të shpërndara brenda një intervali relativisht të ngushtë duke reflektuar stabilitet të përgjithshëm të parametrave në shumicën e stacioneve.

Në tërësi rezultatet tregojnë se gjatë sezonit të pranverës niveli i nitriteve mbetet kryesisht i ulët por prania e disa vlerave të larta sugjeron ndikime të lokalizuara antropogjene ose hyrje episodike të ndotësve në ekosistemin ujor.

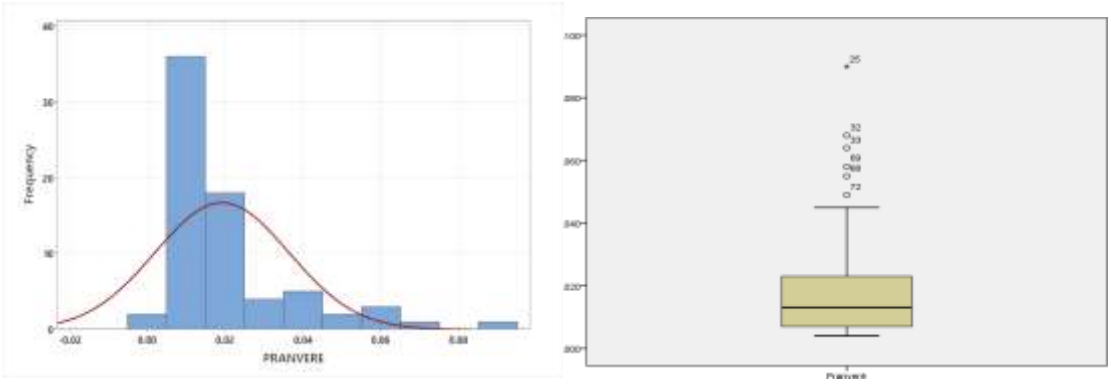


Figura 3.43. Shpërndarja statistikore e nitriteve në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Gjatë sezonit të verës përqendrimet e nitriteve paraqitën një shpërndarje relativisht heterogjene ndërmjet mostrave të analizuara. Nga 109 matje të realizuara, vlera mesatare rezultoi 0.018 mg/L ndërsa mediana 0.01 mg/L duke treguar se shumica e rezultateve janë të përqendruara në nivele të ulëta të nitriteve. Devijimi standard prej 0.01 mg/L sugjeron një variabilitet mesatar të dhënave ndërsa amplituda prej 0.05 mg/L tregon diferenca të dukshme ndërmjet vlerave minimale dhe maksimale të regjistruara.

Histogrami evidenton një shpërndarje me frekuencë më të lartë në intervalin 0.01–0.02 mg/L (figura 3.43) ku përqendrohet pjesa më e madhe e mostrave. Me rritjen e vlerave të nitriteve frekuenca bie gradualisht duke krijuar një zgjatje të shpërndarjes në anën e djathtë të grafikut. Kjo karakteristikë mbështetet nga koeficienti pozitiv i skewness (1.593) i cili tregon dominim të vlerave të ulëta dhe prani të disa matjeve më të larta se mesatarja.

Vlera e kurtosis (3.625) tregon një shpërndarje më të përqendruar rreth mesatares me prezencë të outlier-ëve të moderuar. Kjo vihet re edhe në boxplot ku disa vlera ekstreme shfaqen mbi kufirin e sipërm të kutisë duke sugjeruar episode të izoluara të rritjes së nitriteve në disa stacione të analizuara. Ndërkohë intervali ndërkuartilor (Q1=0.01 mg/L; Q3=0.02 mg/L) mbetet relativisht i ngushtë e cila tregon stabilitet të parametrave në shumicën e mostrave.

Në përgjithësi rezultatet e sezonit veror tregojnë se nitritet paraqiten në nivele të ulëta deri mesatare megjithatë prania e vlerave të larta sporadike mund të lidhet me ndikimin e aktiviteteve antropogjene, temperaturat më të larta sezonale dhe rritjen e proceseve biologjike në mjedisin ujor.

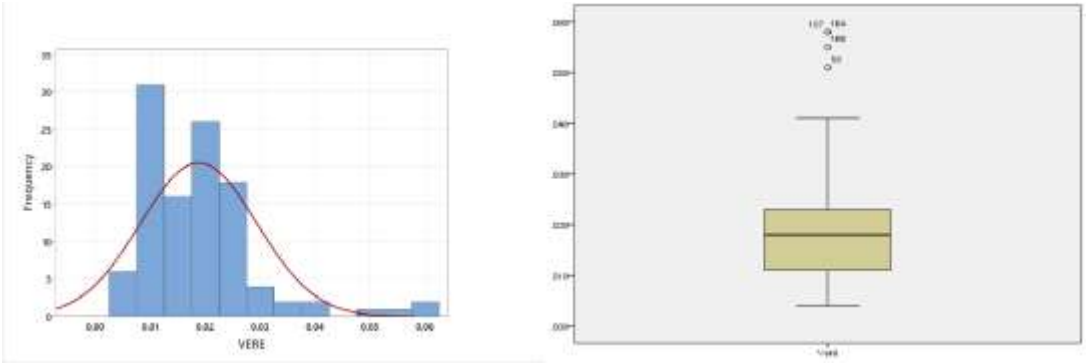


Figura 3.44. Shpërndarja statistikore e nitriteve në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Të dhënat e nitriteve nga tabela 3.32. gjatë sezonit të vjeshtës tregojnë një shpërndarje më homogjene krahasuar me sezonet e tjera me luhatje më të vogla ndërmjet stacioneve të analizuara. Vlera mesatare dhe mediana rezultuan të njëjta (0.012 mg/L dhe 0.01 mg/L) duke reflektuar një shpërndarje relativisht të balancuar të të dhënave. Devijimi standard prej 0.006 mg/L dhe amplituda 0.02 mg/L tregojnë stabilitet më të madh të përqendrimeve të nitriteve gjatë kësaj periudhe.

Histogrami paraqet një shpërndarje më të afërt me normalen ku frekuenca më e lartë e mostrave përqendrohet në intervalin 0.007–0.015 mg/L. Forma e kurbës sugjeron mungesë të asimetrisë së theksuar dhe një shpërndarje më uniforme të rezultateve. Kjo konfirmohet edhe nga koeficienti i skewness (0.587) i cili tregon vetëm një anshmëri të lehtë pozitive. Ndërkohë, kurtosis negative (-0.926) tregon një shpërndarje platykurtike

me një kurbë më të sheshtë dhe mungesë të vlerave ekstreme të theksuara.

Boxplot-i demonstron një interval relativisht kompakt të të dhënave pa praninë e outlier-eve të rëndësishëm. Kuartili i parë (Q1=0.007 mg/L) dhe kuartili i tretë (Q3= 0.01 mg/L) tregojnë se gjysma e mostrave janë të përqendruara në një interval të ngushtë duke reflektuar qëndrueshmëri të parametrave në shumicën e stacioneve të monitoruara.

Në përgjithësi sezoni i vjeshtës karakterizohet nga nivele të ulëta dhe më të stabilizuara të nitriteve e cila mund të lidhet me reduktimin e ndikimeve sezonale dhe një balancë më të qëndrueshme të proceseve fiziko-kimike në ekosistemin ujor.

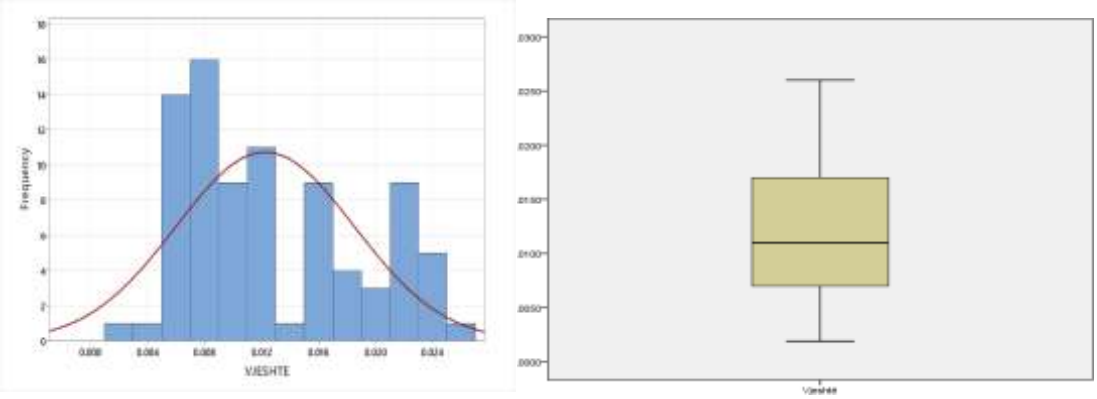


Figura 3.45. Shpërndarja statistikore e nitriteve në stinën e vjeshtë e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Gjatë sezonit të dimrit përqendrimi i nitriteve paraqiti një mesatare prej 0.012 mg/l dhe një devijim standard prej 0.008 mg/l duke treguar një variabilitet të moderuar të dhënave ndërmjet mostrave të analizuara. Vlerat minimale dhe maksimale u regjistruan respektivisht 0.003 mg/l dhe 0.04 mg/l ndërsa amplitude prej 0.04 mg/l reflekton praninë e luhatjeve sezonale të konsiderueshme në përqendrimin e nitriteve

Vlerat e kuartileve Q1=0.006 mg/l dhe Q3=0.01 mg/l tregojnë se 50% e mostrave janë të përqendruara në intervale relativisht të ulëta duke sugjeruar një shpërndarje të përqendrimeve kryesisht pranë vlerave të vogla. Mesorja 0.008 mg/l rezultoi më e ulët se mesatarja artmetike e cila tregon ndikimin e disa vlerave më të larta në rritjen e mesatares.

Koeficenti pozitiv i asimetrisë skewness=1.831 tregon se shpërndarja e të dhënave është e anuar djathtas me praninë e disa vlerave të larta ekstreme. Gjithashtu kurtosis pozitivisht 4.010 evidencon një shpërndarje leptokurtike duke nënkuptuar përqendrim të madh të dhënave rreth mesatares dhe praninë e outlier-eve. Kjo mbështetet edhe nga histogrami dhe boxplot figura 3.45. ku vërehen disa vlera të izoluara më të larta se pjesa tjetër e mostrave

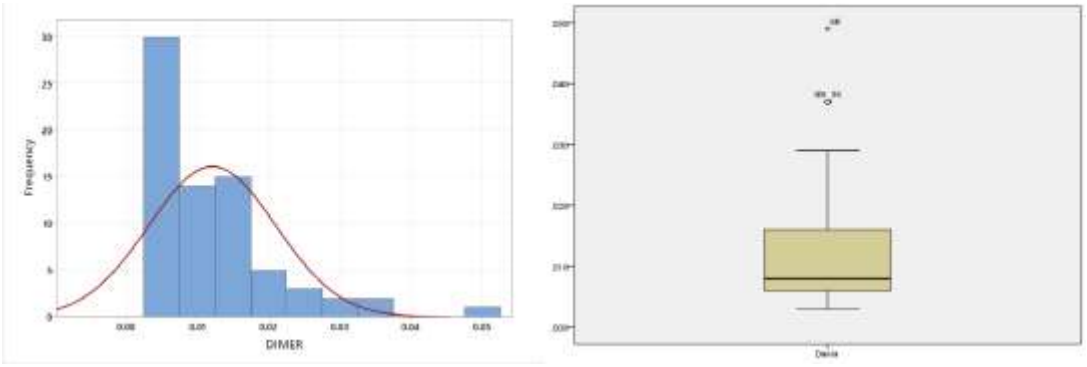


Figura 3.46. Shpërndarja statistikore e nitriteve në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Tabela 3.33. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale e nitrateve

Nitrate	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Pranverë	72	1.8	0.6	1.0	1.2	1.4	2.3	3.4	2.3	1.2	0.783	-0.544
Verë	109	1.9	07	0.9	1.3	1.6	2.3	3.6	2.6	1.3	0.869	-0.213
Vjeshtë	84	1.8	0.6	1.1	1.2	1.4	2.2	3.5	2.4	1.2	1.044	0.191
Dimër	72	1.7	0.6	1.0	1.2	1.3	2.2	3.2	2.2	1.2	0.930	-0.145

Histogrami i paraqitur për përqendrimin e nitrateve gjatë sezonit të pranverës (figura 3.47) tregon shpërndarjen e frekuencës së vlerave të këtij parametri në mostrat e analizuara. Në boshtin horizontal paraqiten intervalet e përqendrimeve të nitrateve ndërsa në boshtin vertikal frekuenca e shfaqjes së tyre e cila lejon vlerësimin e formës shpërndarjes dhe variabilitetit të të dhënave .

Nga analiza vizuale e histogramit vërehet se pjesa më madhe e vlerave të nitrateve janë të përqendruara në intervale relativisht të ulëta kryesisht rreth 1.0–1.5 mg/L duke treguar një grumbullim të të dhënave në këtë zonë. Megjithatë ekziston një zgjatje e shpërndarjes drejt vlerave më të larta (deri mbi 3 mg/L) duke sugjeruar një shpërndarje jo plotësisht simetrike.

Forma e histogramit tregon një shpërndarje me asimetri pozitive ku "bishti" i shpërndarjes shtrihet në anën e djathtë. Kjo nënkupton se një numër i vogël mostrash paraqesin përqendrime më të larta të nitrateve krahasuar me pjesën më të madhe të të dhënave . Një shpërndarje e tillë është tipike për parametrat e cilësisë së ujit që ndikohen nga burime të lokalizuara ndotjeje, si aktivitetet bujqësore ose shkarkimet urbane.

Gjithashtu prania e disa vlerave të izoluara në intervalet më të larta sugjeron ekzistencën e outliers të cilët mund të lidhen me ngjarje episodike ndotjeje ose kushte specifike hidrologjike . Kurba e mbivendosur normale nuk përputhet plotësisht me shpërndarjen reale, duke treguar devijim nga shpërndarja normale.

Në përmbledhje histogrami i nitrateve gjatë pranverës tregon një shpërndarje të pabarabartë me përqendrim të vlerave në intervale të ulëta dhe një tendencë drejt asimetrisë pozitiveç e cila reflekton variabilitet të moderuar dhe ndikime të mundshme antropogjene në cilësinë e ujit.

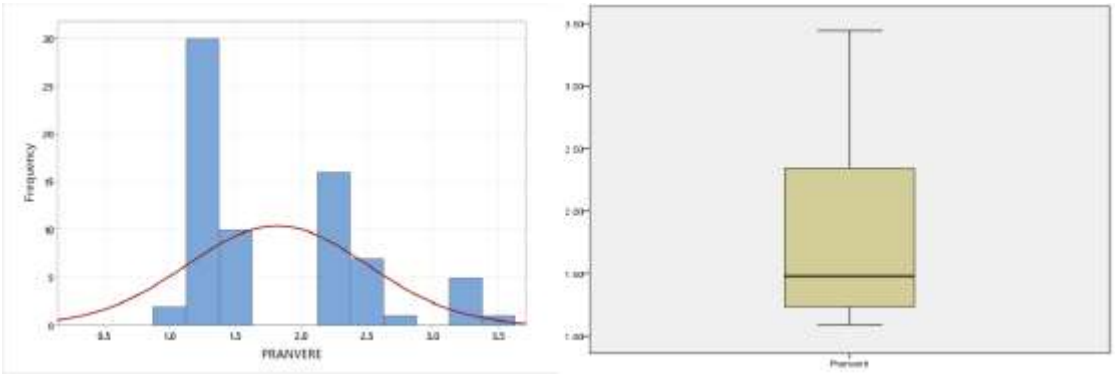


Figura 3.47. Shpërndarja statistikore e nitrateve në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Histogrami i paraqitur për përqendrimin e nitrateve gjatë sezonit të verës tregon një shpërndarje të pabarabartë të vlerave duke reflektuar variabilitet të konsiderueshëm të këtij parametri në mostrat e analizuara.

Nga vëzhgimi i grafikut vihet re se një pjesë e madhe e të dhënave është e përqendruar në intervalin rreth

1.1–1.6 mg/L duke treguar se këto janë vlerat më të shpeshta të nitrateve gjatë kësaj periudhe. Megjithatë në krahasim me pranverën shpërndarja gjatë verës paraqet një përhapje më të gjerë të të dhënave me një grup të dytë vlerash të konsiderueshme në intervalin rreth 2.2–2.6 mg/L.

Forma e histogramit sugjeron një shpërndarje bimodale të lehtë e karakterizuar nga dy kulme frekuence. Kjo mund të tregojë praninë e dy burimeve ose proceseve të ndryshme që ndikojnë në përqendrimin e nitrateve, si p.sh. ndikimi i rrjedhjeve bujqësore dhe shkarkimeve urbane gjatë sezonit të verës. Për më tepër ekziston një "bisht" i zgjatur drejt vlerave më të larta (deri në rreth 3.6 mg/L) duke treguar asimetri pozitive

Kurba e shpërndarjes normale e mbivendosur nuk përputhet plotësisht me formën e të dhënave e cila sugjeron se shpërndarja nuk është normale. Prania e disa vlerave të larta të izoluara tregon për outliers të mundshëm të cilët mund të lidhen me ngjarje të veçanta ndotjeje ose kushte specifike hidrologjike gjatë sezonit veror.

Në përfundim histogrami i nitrateve gjatë verës karakterizohet nga një shpërndarje e gjerë dhe jo normale me tendencë drejt asimetrisë pozitive dhe indikacione për bimodalitet duke reflektuar ndikime të ndryshme mjedisore dhe antropogjene në cilësinë e ujit.

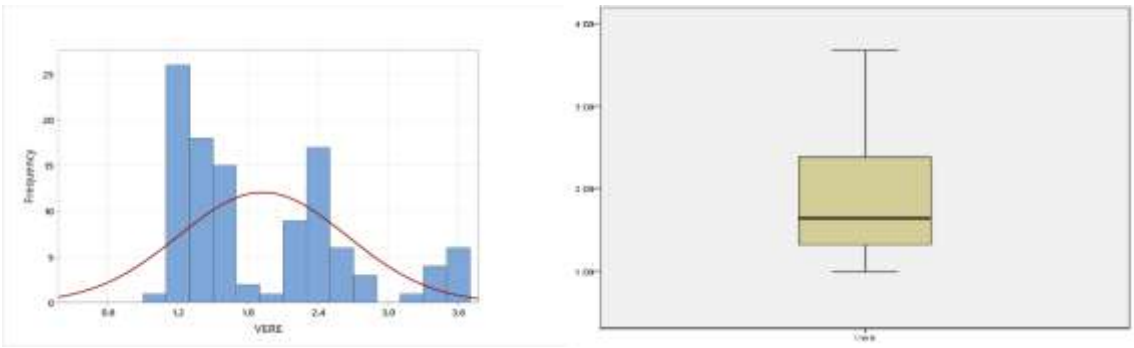


Figura 3.48. Shpërndarja statistikore e nitrateve në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Histogrami i paraqitur për përqendrimin e nitrateve gjatë sezonit të vjeshtës tregon një shpërndarje të pabarabartë dhe jo plotësisht normale të dhënave duke reflektuar variabilitet të dukshëm të këtij parametri në mostrat e analizuara.

Vihet re se pjesa më e madhe e vlerave është e përqendruar në intervalin rreth 1.1–1.4 mg/L duke treguar një dominim të përqendrimeve relativisht të ulëta të nitrateve. Ky grupim i dendur i të dhënave sugjeron kushte më të qëndrueshme në një pjesë të stacioneve të analizuara gjatë këtij sezoni.

Megjithatë një grup i dytë vlerash shfaqet në intervalin rreth 2.2–2.5 mg/L e cila tregon një shpërndarje me karakter bimodal. Kjo mund të lidhet me ndryshime hapësinore ose ndikime të ndryshme antropogjene si shkarkimet urbane apo rrjedhjet nga aktivitetet bujqësore pas reshjeve të vjeshtës.

Shpërndarja paraqet një asimetri pozitive e dukshme nga zgjatja e "bishtit" drejt vlerave më të larta (deri mbi 3.5 mg/L). Prania e këtyre vlerave të larta relativisht të rralla sugjeron ekzistencën e outliers të mundshëm të cilët mund të jenë rezultat i ndotjeve episodike ose kushteve specifike hidrologjike.

Kurba e shpërndarjes normale e mbivendosur nuk përputhet plotësisht me formën e histogramit, duke treguar se të dhënat devijojnë nga normaliteti. Në përfundim histogrami i nitrateve gjatë vjeshtës karakterizohet nga një shpërndarje jo normale me tendencë drejt bimodalitetit dhe asimetrisë pozitiv, duke reflektuar ndikime të ndryshme mjedisore dhe antropogjene në cilësinë e ujit gjatë këtij sezoni.

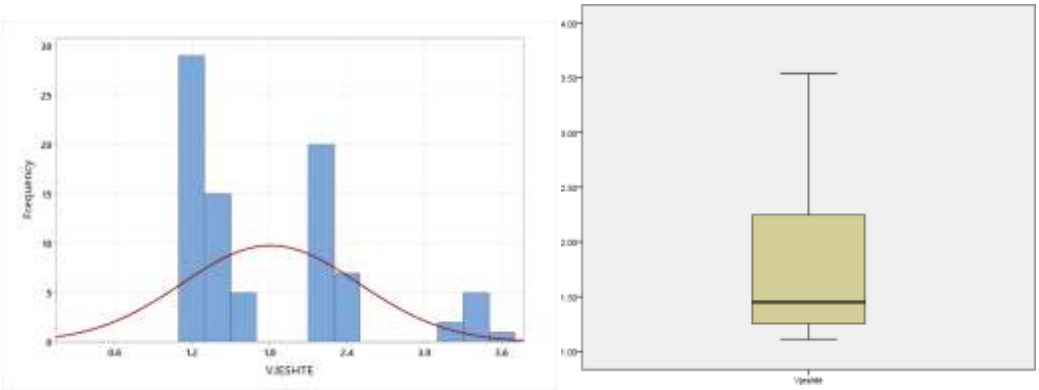


Figura 3.49. Shpërndarja statistikore e nitrateve në stinën e vjeshtës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Tabela 3.33. gjatë sezonit të dimrit përqendrimi i nitrateve paraqiti një mesatare prej 1.7 mg/l ndërsa devijimi standard prej 0.6 mg/l tregon një variabilitet mesatar të dhënave ndërmjet mostrave të analizuara. Vlera minimale e regjistruar ishte 1.0 mg/l ndërsa vlera maksimale arriti 3.2 mg/l duke rezultuar në një amplitudë prej 2.2 mg/l e cila reflekton luhatje të modëruara të nitrative gjatë kësaj periudhe.

Vlerat kuartilore treguan se 25% e mostrave kishin përqendrime nën 1.2 mg/l Q1, ndërsa 75% e tyre rezultuan nën 2.2 mg/l Q3. Mesorja prej 1.3 mg/l rezultoi më e ulët se mesatarja aritmetike duke sugjeruar ndikimin e disa vlerave më të larta në rritjen e mesatres së përgjithshme. Moda prej 1.2 mg/l tregon se kjo ishte vlera më e shpeshtë e evidentuar gjatë analizës.

Koeficienti pozitiv i asimetrisë skewness=0.930 tregon një shpërndarje të anuar djathtas duke reflektuar praninë e disa vlerave më të larta të nitrateve krahasuar me shumicën e të dhënave. Ndërkohë kurtosis negative -0.145 sugjeron një shpërndarje relativisht më të sheshtë se shpërndarja normale pa përqendrim të theksuar të vlerave reth mesatares.

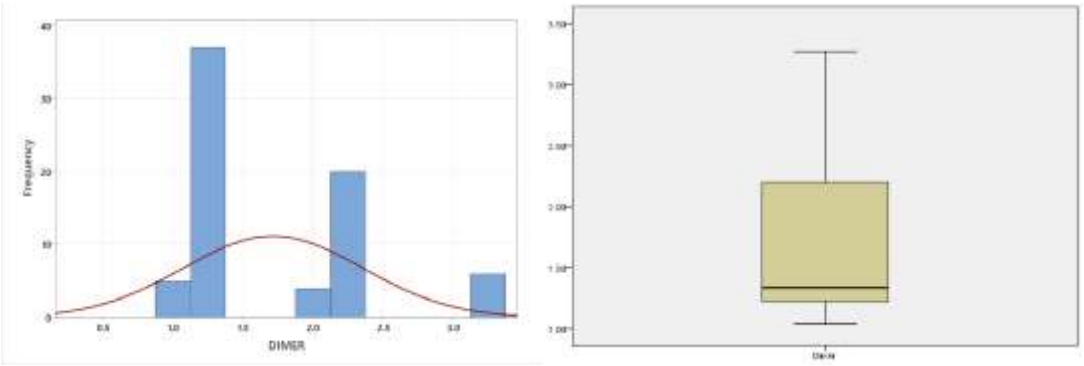


Figura 3.50. Shpërndarja statistikore e nitrateve në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Tabela 3.34. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale të amoniumit

Amonium	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Pranverë	72	0.1	0.4	0.001	0.02	0.02	0.03	1.9	1.9	0.02	3.2	9.1
Verë	109	1.1	0.4	0.01	0.02	0.03	0.05	1.9	1.9	0.02	3.4	11.0
Vjeshtë	84	0.1	0.3	0.003	0.02	0.02	0.04	1.8	1.8	0.02	3.6	14.0
Dimër	72	0.1	02	0.009	0.02	0.02	0.02	1.1	1.1	0.02	3.1	8.1

Histogrami i paraqitur për përqendrimin e amoniumit gjatë sezonit të pranverës figura 3.51 tregon një shpërndarje të theksuar jo normale me një asimetri pozitive. Pjesa mbizotëruese e vlerave është e lokalizuar shumë pranë zeros duke formuar një kulm të lartë dhe të ngushtë në intervalin afër 0 mg/L. Kjo sugjeron se në shumicën e mostrave përqendrimi i amoniumit është shumë i ulët ose pothuajse i papërfillshëm, duke reflektuar kushte relativisht të mira të cilësisë së ujit në këtë periudhë.

Megjithatë prania e disa vlerave të izoluara më të larta (outliers) që shtrihen deri rreth 2 mg/L krijon një bisht të gjatë në anën e djathtë të shpërndarjes. Këto vlera tregojnë episode të lokalizuara të ndotjes të cilat mund të lidhen me ndikime antropogjene si rrjedhjet nga aktivitetet bujqësore ujërat e zeza ose infiltrimi nga sistemet septike veçanërisht gjatë reshjeve të pranverës.

Kurba e densitetit nuk ndjek një formë simetrike normale por është e shtrirë dhe e zhvendosur djathtas duke konfirmuar heterogjenitetin e të dhënave. Kjo shpërndarje sugjeron variabilitet të lartë në përqendrimet e amoniumit ndërmjet stacioneve të monitorimit.

Këto rezultate tregojnë se megjithëse niveli mesatar i amoniumit mbetet i ulët ekzistojnë ngjarje sporadike të rritjes së përqendrimit që mund të kenë ndikim negativ në cilësinë ekologjike të ujit.

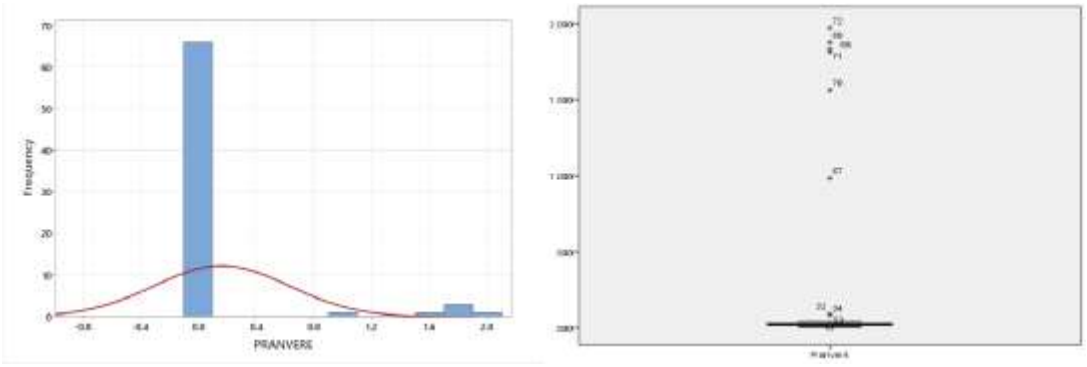


Figura 3.51. Shpërndarja statistikore e amoniumit në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Histogrami tregon qartë se shumica e vlerave të përqendrimit të amoniumit në sezonin e verës (figura 3.52) janë të përqendruara në intervale shumë të ulëta kryesisht rreth 0.01–0.05 mg/L. Kjo sugjeron shumica e mostrave prania e amoniumit është minimale dhe brenda niveleve të pranueshme për ujëra sipërfaqësore. Megjithatë, shpërndarja nuk është simetrike ajo karakterizohet nga një asimetri pozitive e theksuar, e reflektuar nga një bisht i zgjatur në anën e djathtë të histogramit. Kjo ndodh për shkak të pranisë së disa vlerave të larta që arrijnë deri në rreth 1.9 mg/L të cilat devijojnë ndjeshëm nga pjesa tjetër e të dhënave. Këto vlera ekstreme ndikojnë ndjeshëm në formën e shpërndarjes dhe tregojnë heterogjenitet të kushteve mjedisore.

Box plot-i përforcon këtë interpretim duke treguar një medianë shumë të ulët dhe një interval ndërkuartilor të ngushtë e cila nënkupton se 50% e të dhënave janë të grumbulluara në një interval të kufizuar dhe relativisht homogjen. Nga ana tjetër vërehet një numër i konsiderueshëm outliers-ash mbi kufirin e sipërme të cilët përfaqësojnë raste me përqendrime të larta të amoniumit gjatë verës. Këto vlera mund të lidhen me ndikime sezonale antropogjene, si rritja e aktivitetit turistik, përdorimi i pesticideve në bujqësi apo shkarkimet e ujërave të ndotura.

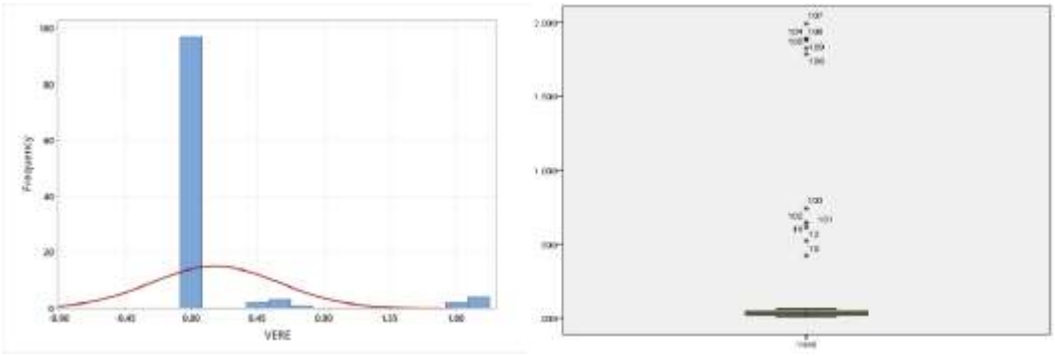


Figura 3.52. Shpërndarja statistikore e amoniumit në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Histogrami i përqendrimit të amoniumit gjatë sezonit të vjeshtës figura 3.53 evidenton një strukturë të shpërndarjes me dominim të vlerave shumë të ulëta dhe një prani të kufizuar të vlerave të larta. Frekuenca më e madhe është e përqendruar në intervalin afër zeros duke treguar se në pjesën dërrmuese të mostrave përqendrimi i amoniumit është

minimal.

Megjithatë shpërndarja nuk është homogjene. Vërehet një shtrirje graduale e vlerave drejt intervaleve më të larta me disa pika që arrijnë deri rreth 1.8 mg/L. Kjo tregon një shpërndarje të pabarabartë ku një numër i vogël mostrash kontribuon në rritjen e variancës së përgjithshme.

Forma e kurbës së densitetit sugjeron një përqendrim të të dhënave në pjesën e poshtme të intervalit dhe një rënie progresive të frekuencës me rritjen e përqendrimit. Kjo sjellje tregon se sistemi ujor gjatë vjeshtës karakterizohet nga stabilitet relativ në shumicën e pikave të monitorimit, por me ndërhyrje të lokalizuara që shkaktojnë rritje të përkohshme të amoniumit.

Këto devijime mund të lidhen me faktorë sezonalë tipikë të vjeshtës si shpërndarja e reshjeve, shpëlarja e tokave bujqësore dhe transporti i lëndëve ushqyese drejt trupave ujorë. Prandaj edhe pse niveli bazë i amoniumit mbetet i ulët prania e vlerave të larta në disa raste kërkon vëmendje në identifikimin e burimeve të ndotjes dhe në menaxhimin e tyre për të ruajtur cilësinë e ujërave.

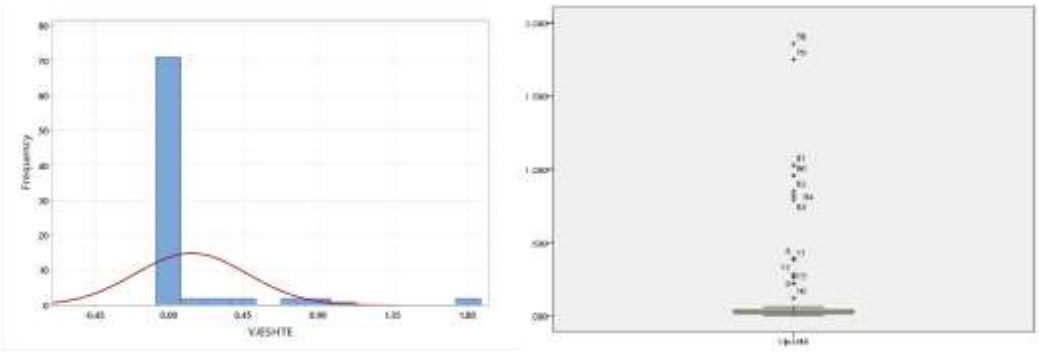


Figura 3.53. Shpërndarja statistikore e amoniumit në stinën e vjeshtës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Histogrami i përqendrimit të amoniumit gjatë sezonit të dimrit figura 3.54 paraqet një shpërndarje shumë të përqendruar në vlera të ulëta me një dominim të qartë të frekuencave pranë zeros. Kjo tregon se në shumicën dërrmuese të mostrave përqendrimi i amoniumit është minimal duke reflektuar kushte relativisht të qëndrueshme dhe me ndikim të kufizuar të ndotjes në këtë periudhë.

Megjithatë, shpërndarja karakterizohet nga një bisht i zgjatur drejt vlerave më të larta me disa raste që arrijnë deri rreth 1.2 mg/L. Këto vlera të izoluara tregojnë prani të episodeve sporadike të rritjes së amoniumit të cilat influencojnë në rritjen e variabilitetit të të dhënave por nuk përfaqësojnë trendin dominues.

Kurba e densitetit konfirmon këtë model duke treguar një përqendrim të madh të probabilitetit në intervalet e ulëta dhe një shpërndarje të zgjatur drejt djathtas. Kjo sugjeron një shpërndarje asimetrike pozitive dhe jo normale.Ky model lidhet me faktorë sezonalë të dimrit si prurjet nga reshjet, sistemet septike apo aktivitete bujqësore. Megjithatë fakti që shumica e vlerave mbeten shumë të ulëta tregon se ndikimi i këtyre burimeve është i kufizuar dhe i lokalizuar.

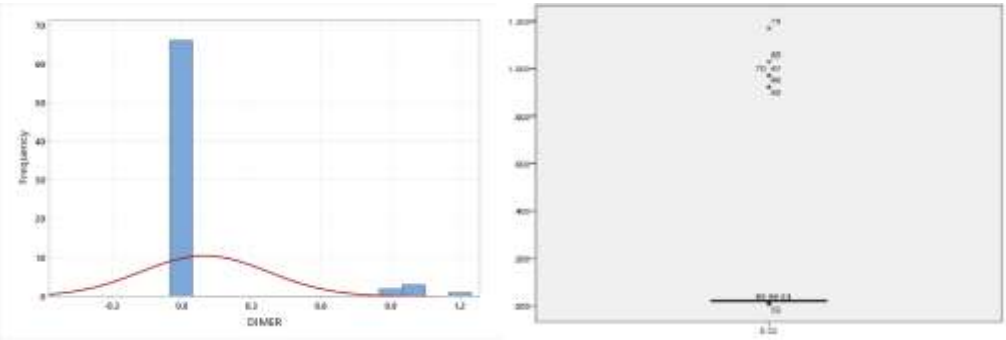


Figura 3.54. Shpërndarja statistikore e amoniumit në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Tabela 3.35. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale e fosfateve

Fosfate	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Pranverë	72	05	0.9	0.04	0.07	0.1	0.7	3.3	3.3	0.06	2.247	4.121
Verë	109	0.5	0.9	0.01	0.09	0.1	0.2	3.5	3.5	0.09	2.392	4.624
Vjeshtë	84	0.4	0.8	0.02	0.07	0.1	1.1	3.3	3.2	0.07	2.498	5.040
Dimër	72	0.4	0.8	0.01	0.04	0.08	0.1	3.1	3.1	0.09	2.519	5.134

Gjatë sezonit të pranverës nga tabela 3.35. përqendrimi i fosfateve paraqiti një mesatare prej 0.5 ndersa devijimi standard ishte 0.9 e cila tregon një variabilitet relativisht të lartë të dhënave. Vlera minimale e rregjistruar ishte 0.04 ndersa maksimumi arriti në 3.3 duke rezultuar në një amplitudë prej 3.3 e cila reflekton luhatje të konsiderueshme të përqendrimit të fosfateve gjatë kësaj periudhe

Mediana rezultoi 0.1 ndersa kuartili i parë (Q1) ishte 0.07 dhe kuartili i tretë (Q3) 0.7 duke treguar se shumica e matjeve janë përqendruar në vlera të ulëta nderkohë që disa vlera të larta kanë ndikuar në rritjen e mesatares. Moda prej 0.06 tregon se kjo ishte vlera më e shpeshtë e evidentuar në mostrat e analizuara

Histogrami figura 3.55 evidenton një shpërndarje jo normale të dhënave me përqendrim të madh të mostrave në intervalet e ulëta dhe me një bisht të zgjatur drejt vlerave më të larta. Kjo konfirmohet edhe nga koeficienti pozitiv i asimetrisë skewness 2.247 i cili tregon shpërndarje të anuar djathtas. Gjithashtu vlera e kurtosis 4.121 sugjeron një shpërndarje leptokurtike me prani të vlerave ekstreme dhe përqendrim më të madh të dhënave rreth mesatares

Boxplot-i tregon praninë e outlier-eve duke konfirmuar ekzistencen e disa mostrave me përqendrime dukshëm më të larta të fosfateve krahasuar me shumicën e të dhënave të rregjistruara gjatë pranverës

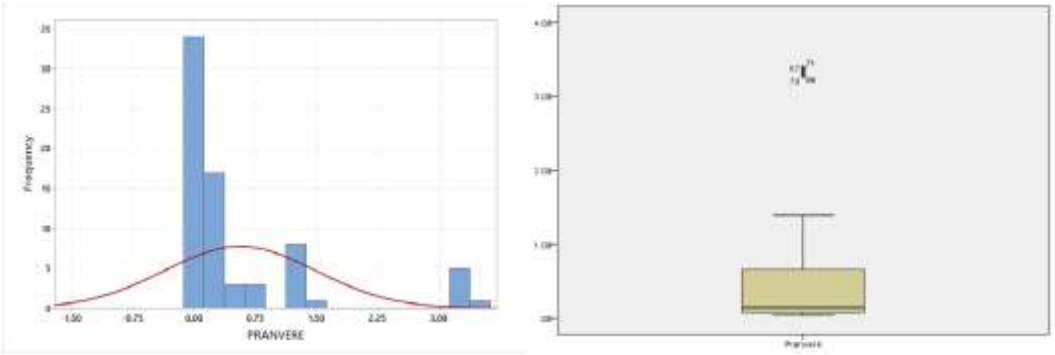


Figura 3.55. Shpërndarja statistikore e fosfatit në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Gjatë sezonit të verës përqednrimi i fosfateve paraqiti një mesatare prej 0.5 dhe devijim standard 0.9 duke treguar variabilitet të konsiderueshëm të dhënave. Vlera minimale e rregjistruar ishte 0.01 ndërsa maksimumi arriti në 3.5 me një amplitudë prej 3.5 e cila tregon luhatje të theksuara të përqendrimet gjatë kësaj periudhe.

Mediana rezultoi 0.1 ndërsa kuartili I pare (Q1) ishte 0.09 dhe kuartili i tretë (Q3) 0.2 duke treguar se pjesa dominante e mostrave janë përqendruar në intervale të ulëta të fosfateve. Moda prej 0.09 përfaqëson vlerën më të shpeshtë të evidentuar gjatë analizave.

Histogrami figura 3.56 tregon një shpërndarje jo normale të dhënave me dominim të vlerave të ulëta dhe prani të disa vlerave të larta të izoluara. Kjo konfirmohet nga koeficienti pozitiv i asimetrisë skewness 2.392 i cili tregon një shpërndarje të anuar djathtas. Gjithashtu kurtosis e lartë 4.624 sugjeron një shpërndarje leptokurtike me prani të outlier-ëve dhe përqendrim të madh të vlerave rreth mesatares.

Boksploti evidenton disa vlera extreme mbi kufirin e sipërm të shpërndarjes duke treguar episode sporadike të rritjes së përqendrimit të fosfateve

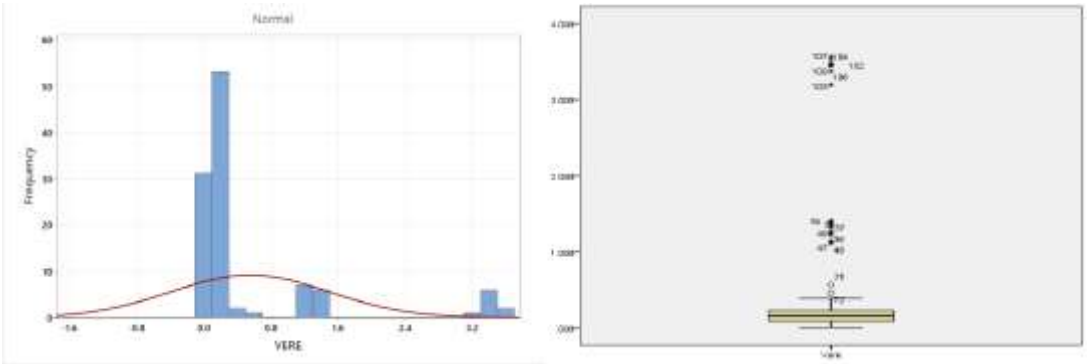


Figura 3.56. Shpërndarja statistikore e fosfatit në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Gjatë sezonit të vjeshtës përqendrimi i fosfateve karaktezohet nga nje mesatare prej 0.4 dhe devijimit standard 0.8 duke treguar variabiliet të moderuar të dhënave. Vlera minimale e rregjistruar ishte 0.02 ndërsa vlera maksimale arriti në 3.3 me amplitudë 3.2 e cila tregon praninë e luhatjeve të konsiderueshme në disa ostra të veçanta.

Vlerat e kuartileve treguan një përqendrim të shumicës së të dhënave në intervale të ulëta ku Q1 rezultoi 0.07, mediana 0.1 dhe Q3 1.1. Moda prej 0.07 përfaqëson vlerën më të shpeshtë të evidentuar.

Histogrami figura 3.57 evidenton një shpërndarje jo simetrike të dhënave me shumicën e mostrave të përqendruara në vlera të ulëta dhe me prani të disa vlerave të larta ekstreme. Koeficenti pozitiv i asimetrisë skewness 2.498 konfirmon një shpërndarje të anuar djathtas ndërsa vlera e lartë kurtosis 5.040 tregon një shpërndarje leptokurtike dhe praninë e outlie-ëve

Rezultatet e boxplotit konfirmojnë ekzistencën e vlerave ekstreme mbi kufirin e sipërm të shpërndarjes duke sugjeruar episode sporadike të rritjes së përqendrimit të fosfateve gjatë sezonit të vjeshtës.

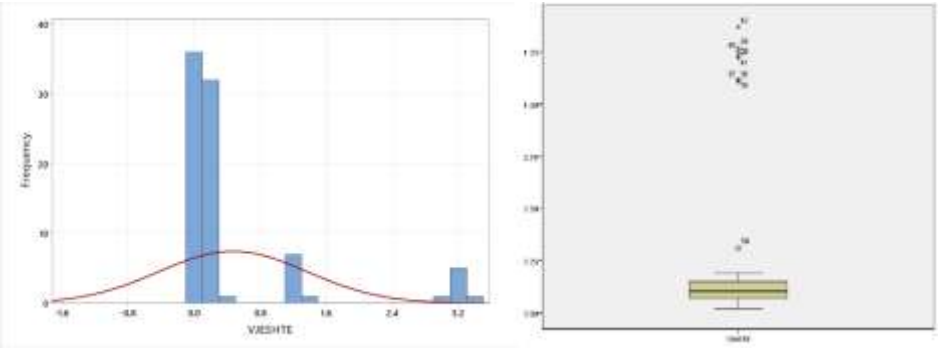


Figura 3.57. Shpërndarja statistikore e fosfatit në stinën e vjeshtë e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Në stinen e dimrit histogrami tregon se shumica e vlerave janë të përqendruara në intervale të ulëta, kryesisht rreth 0.04–0.1 mg/L e cila sugjeron se gjatë dimrit përqendrimi i fosfateve është relativisht i ulët në pjesën më të madhe të mostrave. Kjo shpërndarje tregon një dominim të vlerave të vogla dhe një përqendrim të lartë të frekuencës në këtë interval. Megjithatë shpërndarja nuk është simetrike por paraqet një asimetri pozitive e cila evidentohet nga një bisht i zgjatur në anën e djathtë. Kjo lidhet me praninë e disa vlerave të larta që arrijnë deri në rreth 3.1 mg/L të cilat ndikojnë ndjeshëm në formën e shpërndarjes dhe rrisin variabilitetin e të dhënave.

Boxploti i figurës 3.58 konfirmon këtë model shpërndarjeje duke treguar një medianë të ulët dhe një interval ndërkuartilor relativisht të ngushtë e cila nënkupton se 50% e të dhënave janë të përqendruara në një interval të kufizuar dhe homogjen. Megjithatë mbi kufirin e sipërme vërehen disa outliers të cilët përfaqësojnë raste me përqendrime të larta të fosfateve gjatë dimrit. Këto vlera ekstreme mund të lidhen me rrjedhje sipërfaqësore nga reshjet, transport të lëndëve ushqyese nga toka bujqësore apo shkarkime të ujërave të ndotura.

Vlera pozitive e skewness dhe kurtosis relativisht e lartë tregojnë një shpërndarje leptokurtike, e karakterizuar nga një kulm i theksuar dhe prani e vlerave ekstreme. Në tërësi edhe pse shumica e mostrave gjatë dimrit karakterizohen nga përqendrime të ulëta të fosfateve prania e devijimeve të larta tregon për ndikime lokale dhe procese sezonale që ndikojnë në cilësinë e ujit dhe kërkojnë monitorim të vazhdueshëm.

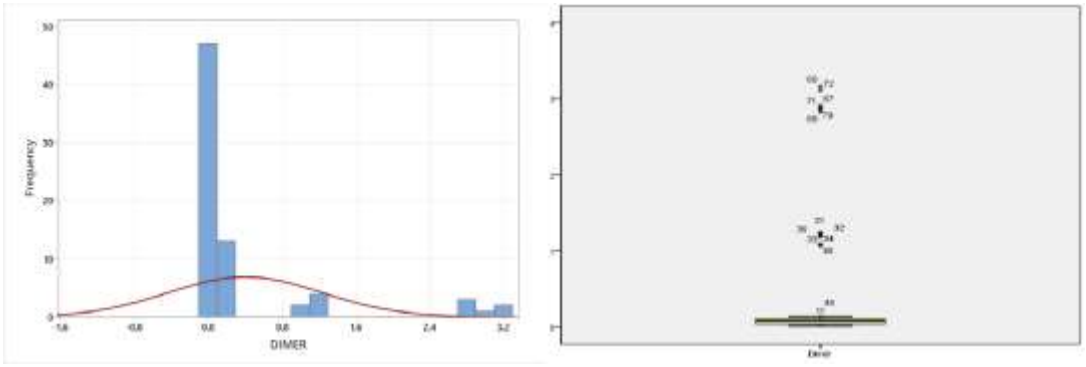


Figura 3.58. Figura 3.58. Shpërndarja statistikore e fosfatit në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Tabela 3.36. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonalee *koliformëve fekal*

Koliformë Fekal	Nr i matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Pranverë	72	1080	1281.3	23	64	460	1400	4000	3977	23	1.174	0.034
Verë	108	2475	2750	23	165	1100	4300	9300	9277	1100	0.870	-0.747
Vjeshtë	84	1984	2249	20	43	1100	3900	7500	7480	1100	1.106	0.109
Dimër	72	1418	1507.6	4	75	1100	2400	6400	6396	1100	1.027	0.481

Histogrami i *koliformëve fekal* për periudhën e pranverës figura 3.59 paraqet një shpërndarje të theksuar asimetrike në të djathtë ku shumica e vlerave janë të përqendruara në intervale të ulëta deri mesatare ndërsa një numër i kufizuar mostrash shfaqin përqendrime dukshëm më të larta. Kjo strukturë tregon se niveli tipik i ndotjes mikrobiologjike gjatë pranverës është relativisht i ulët por i ndërprerë nga episode sporadike me ngarkesë të lartë bakteriale.

Prania e një bishti të zgjatur drejt vlerave të larta dhe devijimi nga shpërndarja normale sugjerojnë variabilitet të konsiderueshëm në të dhëna si dhe ekzistencën e vlerave ekstreme të cilat lidhen me faktorë episodikë si reshjet intensive, rrjedhjet sipërfaqësore apo shkarkimet e përkohshme të ujërave të ndotura.

Në tërësi shpërndarja e vëzhguar reflekton një cilësi mikrobiologjike përgjithësisht të qëndrueshme gjatë pranverës por me luhatje të theksuara dhe raste të veçanta të ndotjes së lartë të cilat kanë rëndësi për vlerësimin e riskut dhe menaxhimin e burimeve ujore.

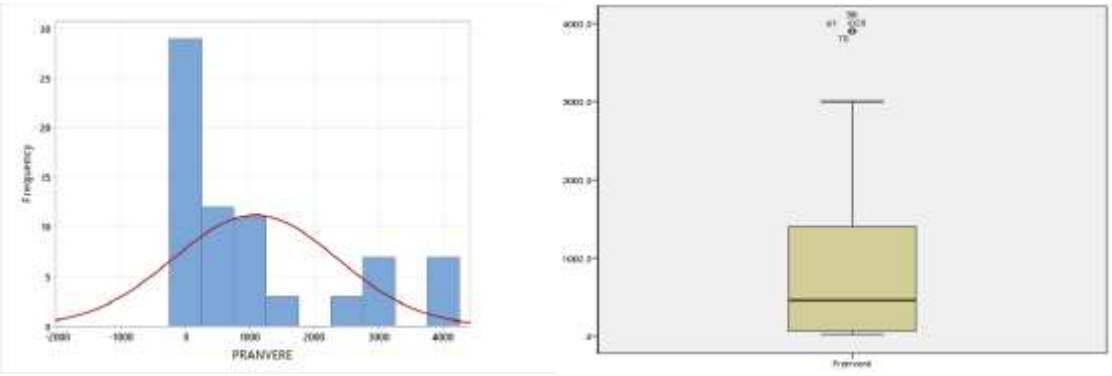


Figura 3.59. Shpërndarja statistikore e koliformëve fekal në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Histogrami i paraqitur në figuren 3.60. tregon shpërndarjen e frekuencës së përqendrimeve të *koliformëve fekal* duke treguar një shpërndarje të theksuar asimetrike. Shumica e mostrave janë të përqendruara në intervale të ulëta të vlerave ndërsa një numër më i vogël mostrash shfaqin vlera shumë të larta duke krijuar një bisht të zgjatur në të djathtë.

Kjo formë e shpërndarjes është tipike për të dhënat mikrobiologjike të ujit të cilat shpesh ndjekin një shpërndarje negative binomiale për shkak të variabilitetit të lartë natyror dhe ndikimit të faktorëve mjedisorë. Prania e vlerave ekstreme sugjeron episode sporadike të ndotjes së lartë fekale të cilat lidhen me reshjet, rrjedhjet sipërfaqësore dhe shkarkimet antropogjene.

Kurba e densitetit tregon një maksimum të zhvendosur nga e djathta duke konfirmuar mungesën e normalitetit në shpërndarje. Ky rezultat përputhet me studime të tjera që tregojnë se përqendrimet e koliformëve fekal karakterizohen nga variabilitet i madh dhe devijim i lartë standard.

Dominimi i vlerave të ulëta sugjeron se në shumicën e rasteve cilësia e ujit është relativisht e pranueshme ndërsa prania e pikave me përqendrime të larta tregon rrezik potencial për shëndetin publik pasi *koliformët fekal* përdoren si indikatorë të ndotjes me origjinë fekale dhe pranisë së mundshme të patogjenëve.

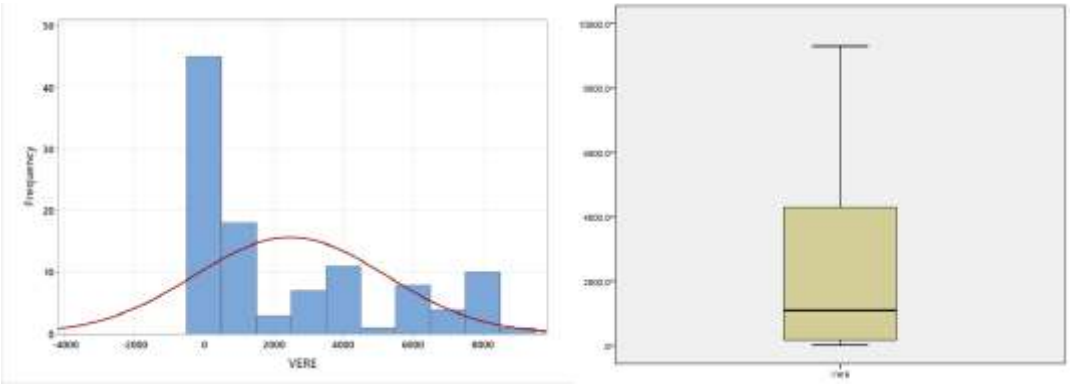


Figura 3.60. Shpërndarja statistikore e koliformëve fekal në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Histogrami i parametrave mikrobikë për *koliformët fekal* figura 3.61 tregon se shumica e mostrave kanë vlera relativisht të ulëta të përqendruara kryesisht në intervalin nga afër zeros deri rreth 1000. Në këto intervale vërehet frekuenca më e lartë e cila tregon se nivelet e *koliformëve fekal* janë zakonisht të ulëta në pjesën më të madhe të mostrave të analizuara.

Megjithatë shpërndarja nuk është simetrike. Ajo shtrihet në mënyrë të dukshme drejt vlerave më të larta duke krijuar një "bisht" në anën e djathtë të histogramit. Kjo tregon se ekzistojnë disa mostra me përqendrime shumë më të larta por këto raste janë më të rralla krahasuar me vlerat e ulëta.

Kurba e butë e vendosur mbi histogram konfirmon këtë model duke treguar se të dhënat nuk ndjekin një shpërndarje normale por janë të anuar drejt vlerave të mëdha. Prania e disa vlerave shumë të larta tregon se ndotja fekale nuk është e njëtrajtshme në të gjitha mostrat.

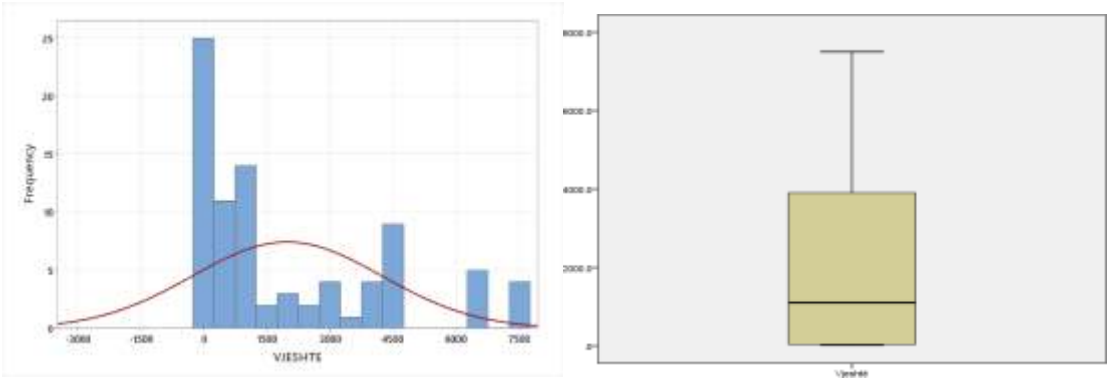


Figura 3.61. Shpërndarja statistikore e koliformëve fekal në stinën e vjeshtës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Histogrami për muajin e dimrit (figura 3.62) tregon një shpërndarje të pabarabartë të vlerave të *koliformëve fekal* ku pjesa më e madhe e mostrave grumbullohet në nivele të ulëta. Kjo nënkupton se gjatë dimrit në shumicën e rasteve përqendrimi i *koliformëve fekal* mbetet relativisht i kufizuar.

Megjithatë vërehet edhe një rritje graduale e shpërndarjes drejt vlerave më të larta duke treguar se në disa raste specifike nivelet mund të rriten ndjeshëm. Këto raste janë më të pakta por të dukshme dhe shfaqen si kolona të izoluara në pjesën e djathtë të histogramit.

Forma e përgjithshme e shpërndarjes sugjeron se të dhënat nuk janë të shpërndara në mënyrë të njëtrajtshme por kanë një prirje drejt vlerave më të ulëta me disa devijime të forta drejt vlerave të larta. Kjo tregon se gjatë dimrit ekziston një variabilitet në nivelet e ndotjes fekale ku shumica e mostrave janë në kufij të ulët por herë pas here ndodhin rritje të theksuara.

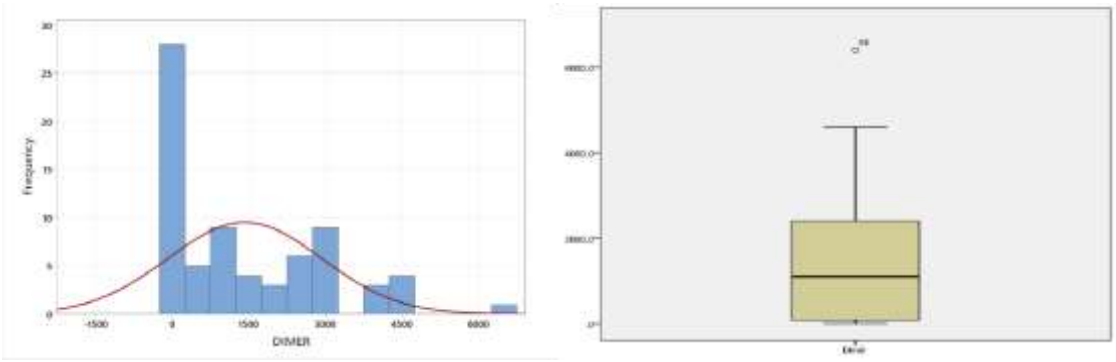


Figura 3.62. Shpërndarja statistikore e koliformëve fekal në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Tabela 3.37. Statistikat përshkruese dhe shpërndarja sezonale e enterokokëve intestinal

Enterokokë intestinal	Nr I matjes	Mes	SD	Min	Q1	Mesoria	Q3	Max	Ampl	Moda	Skewness	Kurtosis
Pranverë	72	23.3	19.5	0	9	20	36	93	93	23	1.577	3.155
Verë	108	25.2	36.8	0	9	15	43	240	240	23	3.945	17.617
Vjeshtë	84	19.2	11.8	3	9.5	21	23	64	61	23	1.557	3.748
Dimër	72	31.7	28.7	4	14	23	39	150	146	39	2.420	6.908

Tabela 3.37 tregon analizën statistikore të *enterokokëve intestinalë* gjatë sezonit të pranverës tregon një variabilitet të moderuar të të dhënave dhe një shpërndarje jo plotësisht normale të vlerave. Në këtë sezon janë analizuar 72 matje ku vlera mesatare rezultoi 23.3 ndërsa mediana 20 duke treguar se shumica e mostrave janë përqendruar rreth niveleve mesatare të ndotjes fekale. Diferenca ndërmjet mesatares dhe medianës sugjeron praninë e disa vlerave më të larta që kanë ndikuar në rritjen e mesatares.

Vlera minimale e regjistruar ishte 0 ndërsa vlera maksimale arriti në 93 duke reflektuar një amplitudë të gjerë shpërndarjeje (93). Kuartili i parë (Q1=9) dhe kuartili i tretë (Q3=36) tregojnë se 50% e matjeve janë shpërndarë brenda këtij intervali duke evidentuar luhatje të konsiderueshme në përqendrimin e *enterokokëve intestinalë.* Devijimi standard prej 19.5 konfirmon heterogjenitetin relativ të të dhënave.

Histogrami paraqet një shpërndarje me dominim të vlerave të ulëta dhe mesatare ku frekuenca më e madhe e mostrave është përqendruar rreth intervalit 10-30. Kurba e shpërndarjes tregon një asimetri pozitive e cila mbështetet edhe nga koeficienti i skewness = 1.577. Kjo tregon se shpërndarja anon drejt vlerave më të larta për shkak të pranisë së disa matjeve ekstreme.

Boxplot-i evidenton qartë praninë e outliers-ve mbi kufirin e sipërm të shpërndarjes, e cila tregon se në disa pika monitorimi janë regjistruar nivele më të larta të ndotjes mikrobiologjike krahasuar me shumicën e mostrave. Koeficienti i kurtosis =3.155 tregon një shpërndarje më të theksuar se shpërndarja normale duke reflektuar përqendrim të madh të të dhënave rreth vlerave qendrore dhe praninë e vlerave ekstreme. Në përgjithësi rezultatet tregojnë se gjatë pranverës parametrat e *enterokokëve intestinalë* karakterizohen nga variabilitet i moderuar dhe prani episodike e ndotjes fekale në disa mostra të veçanta.

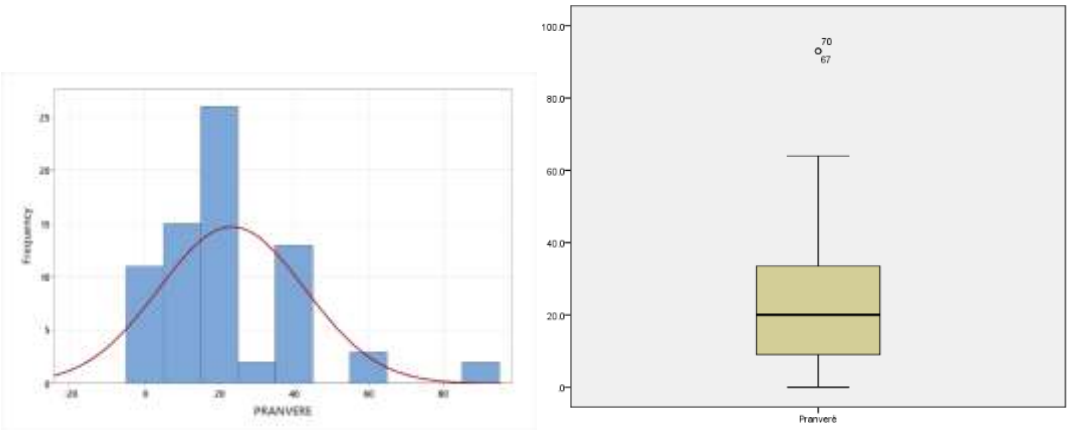


Figura 3.63. Shpërndarja statistikore e enterokokëve intestinal në stinën e pranverës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Gjatë sezonit të verës parametrat e *enterokokëve intestinalë* shfaqin një shpërndarje të theksuar heterogjene dhe një variabilitet shumë të lartë ndërmjet mostrave të analizuara. Nga 108 matje të kryera vlera mesatare rezultoi 25.2 ndërsa mediana 15 duke treguar se shumica e të dhënave janë të përqendruara në nivele relativisht të ulëta por të ndikuara nga disa vlera shumë të larta.

Intervali i gjerë ndërmjet vlerës minimale 0 dhe asaj maksimale 240 tregon prani të episodeve të ndotjes intensive mikrobiologjike. Kjo konfirmohet edhe nga amplituda shumë e lartë (240) dhe devijimi standard prej 36.8 i cili tejkalon vetë mesataren duke reflektuar luhatje të konsiderueshme në shpërndarjen e të dhënave.

Histogrami tregon një përqendrim të madh të frekuencave në intervalet e ulëta të vlerave kryesisht nën 40 ndërsa një numër i vogël mostrash shtrihen në ekstremet e larta të shpërndarjes. Forma e grafikut paraqet një bisht të zgjatur djathtas duke treguar një shpërndarje fortësisht asimetrike pozitive. Kjo mbështetet nga koeficienti shumë i lartë i skewness (3.945) i cili evidenton ndikimin e vlerave ekstreme në strukturën statistikore të të dhënave.

Në boxplot vihet re një grup i konsiderueshëm vlerash ekstreme mbi kufirin e sipërm duke treguar se disa mostra kanë pasur nivele shumë më të larta të *enterokokëve intestinalë* krahasuar me pjesën më të madhe të kampioneve. Prania e këtyre vlerave ekstreme reflektohet edhe në kurtosis shumë të lartë (17.617) që tregon një shpërndarje leptokurtike me koncentrim të madh të dhënave në zonën qendrore dhe bishta shumë të theksuar.

Në tërësi rezultatet statistikore dhe paraqitjet grafike sugjerojnë se gjatë verës *enterokokët intestinalë* karakterizohen nga shpërndarje jo normale dhe episode të lokalizuara të ndotjes mikrobiologjike me intensitet të lartë.

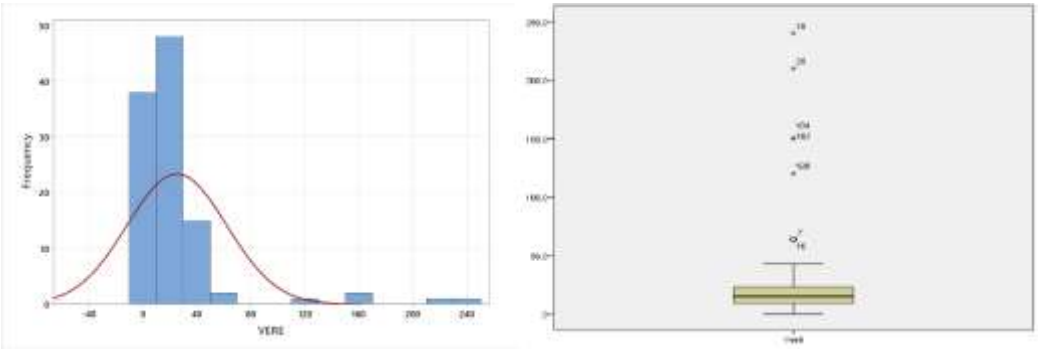


Figura 3.64. Shpërndarja statistikore e enterokokëve intestinal në stinën e verës e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Të dhënat statistikore të *enterokokëve intestinalë* gjatë sezonit të vjeshtës tregojnë një shpërndarje relativisht të moderuar të përqendrimeve mikrobiologjike me prani të disa devijimeve drejt vlerave më të larta. Nga 84 matje të realizuara mesatarja arriti në 19.2 ndërsa mediana rezultoi 21 e cila tregon një afërsi ndërmjet tendencës qendrore dhe sugjeron një shpërndarje më të qëndrueshme krahasuar me sezonet me variabilitet më të lartë.

Vlerat e kuartileve (Q1=9.5 dhe Q3=23) tregojnë se gjysma e mostrave janë përqendruar brenda një intervali relativisht të kufizuar duke reflektuar shpërndarje më homogjene të dhënave. Megjithatë diferenca ndërmjet vlerës minimale 3 dhe maksimale 64 evidenton praninë e disa rasteve me ngarkesë më të lartë bakteriale. Devijimi standard prej 11.8 tregon luhatje mesatare të të dhënave rreth mesatares.

Histogrami paraqet një shpërndarje ku shumica e frekuencave janë të përqendruara në intervalin 10-30 duke formuar një strukturë relativisht kompakte. Kurba e shpërndarjes tregon një devijim të lehtë drejt anës së djathtë fenomen i mbështetur edhe nga koeficienti pozitiv i skewness (1.557). Kjo tregon se disa vlera më të larta ndikojnë në zgjatjen e bishtit të shpërndarjes por pa deformuar ndjeshëm strukturën e përgjithshme të të dhënave.

Në boxplot vërehen disa outliers mbi kufirin e sipërm të shpërndarjes duke treguar praninë e mostrave me përqendrime më të larta të *enterokokëve intestinalë* krahasuar me shumicën e kampioneve. Megjithatë pjesa më e madhe e të dhënave mbetet e grupuar rreth intervalit ndërkuartilor duke reflektuar një stabilitet relativ të parametrave mikrobiologjikë. Vlera e kurtosis (3.748) sugjeron një shpërndarje me kulm më të theksuar se shpërndarja normale dhe me prani të moderuar të vlerave ekstreme.

Në përgjithësi, rezultatet tregojnë se gjatë vjeshtës *enterokokët intestinalë* karakterizohen nga shpërndarje relativisht e qëndrueshme me raste sporadike të rritjes së ngarkesës mikrobiologjike në disa mostra specifike.

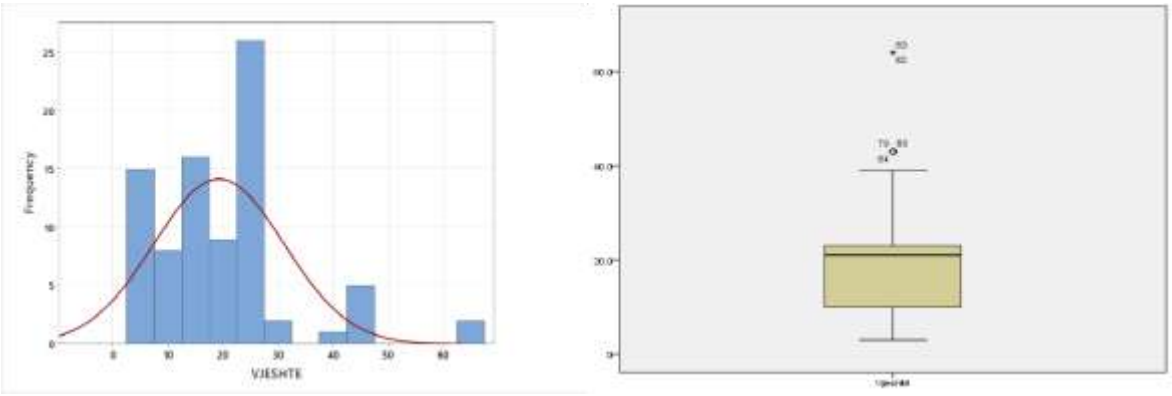


Figura 3.65. Shpërndarja statistikore e enterokokëve intestinal në stinën e vjeshtë e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Gjatë sezonit të dimrit tregohet një variabilitet i konsiderueshëm të përqendrimeve në mostrat e analizuara. Vlera mesatare rezulton 31.7 me devijim standard 28.7 duke treguar shpërndarje të gjërë të dhënave dhe luhatje të dukshme ndërmjet mostrave. Vlera minimale ishte 4 ndersa ajo maximale arriti në 150 duke reflektuar praninë e disa vlerave të larta ekstreme. Amplituda e madhe 146 konfirmon heterogjeniteti e shpërndarjes së të dhënave gjatë kësaj periudhe.

Analiza e tendencës qëndrore tregoi se mediana ishte 23 ndërsa kuartili i parë (Q1) 14 dhe kuartili tretë (Q3)

39 e cila tregon se 50% e mostrave janë përqendruar brenda këtij intervali. Moda rezultoi 39 duke përfaqësuar vlerë më të shpeshtë.

Histogrami paraqet një shpërndarje jo normale me asimetri pozitive të theksuar ku shumica e vlerave janë përqendruar në nivele më të ulëta ndersa një numër i kufizuar mostrash shfaqin vlera shumë më të larta. Kjo mbeshtetet edhe nga skewness 2.420 i cili tregon zgjatje të shpërndarjes drejt vlerave të larta. Vlera e kurtosis 6.908 sugjeron një shpërndarje leptokurtike me prani të outlier-eve dhe përqendrim më të madh të dhënave rreth mesatares.

Boxploti konfirmon praninë e vlerave ekstreme në pjesen e sipërme të shpërndarjes duke treguar se disa mostra kanë nivele dukshëm më të larta të *enterokokëve intestinal* krahasuar me pjesën më të madhe të të dhënave. Këto rezultate sugjerojnë se gjatë dimrit ka pasur episode sporadike të rritjes së ngarkeses mikrobiologjike të cilat lidhen me ndikime të përkohshme mjedisore

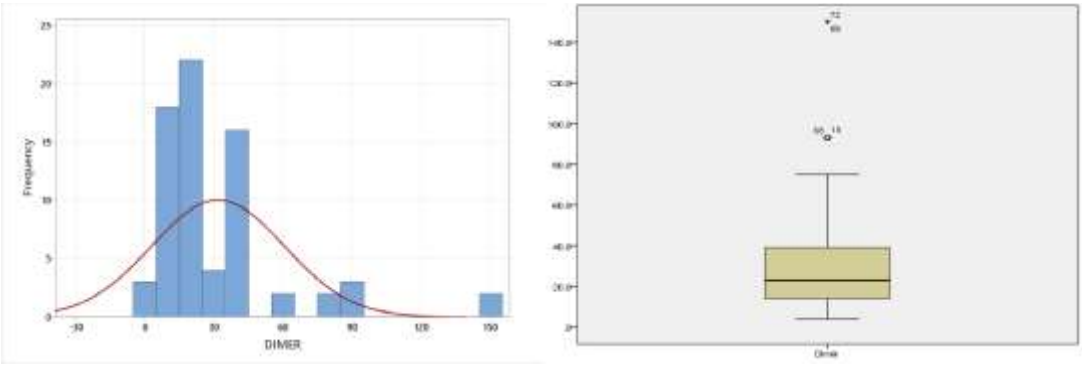


Figura 3.66. Shpërndarja statistikore e enterokokëve intestinal në stinën e dimrit e paraqitur përmes histogramit dhe diagramit Box-Plot

Ky studim konfirmoi se cilësia fiziko-kimike dhe mikrobiologjike e ujërave sipërfaqësore karakterizohet nga ndryshueshmëri e theksuar hapësinore dhe sezonale per zonen e marre ne studim e ndikuar drejtpërdrejt nga faktorët antropogjenë, proceset hidrologjike dhe kushtet mjedisore lokale. Analiza e integruar e parametrave fizikë, kimikë dhe mikrobiologjikë evidentoi ekzistencën e korrelacioneve statistikisht domethënëse ndërmjet tyre, duke mbështetur objektivin kryesor të studimit mbi vlerësimin e cilësisë së ujit dhe ndikimin e saj në shëndetin publik.

Rezultatet treguan se segmentet më të ekspozuara ndaj ndotjes ishin stacionet e lumit Buna, veçanërisht Pulaj, Darragjat, Reç i Ri dhe ura e Bunës. Në këto zona u regjistruan nivelet më të larta të *koliformëve fekalë, enterokokëve intestinalë* dhe nutrientëve azotikë, duke reflektuar ndikimin e shkarkimeve të patrajtuara, aktiviteteve blegtorale dhe përdorimit intensiv të plehrave kimike në bujqësi. Stacioni "Ura e Bunës" rezultoi pika më kritike e sistemit ujor, me ngarkesën më të lartë mikrobiologjike dhe përqendrimet më të larta të fosfateve dhe turbullirës, çka e identifikon këtë zonë si pikë prioritare për ndërhyrje mjedisore dhe sanitare.

Studimi evidentoi se në disa stacione monitorimi parametrat mikrobiologjikë tejkaluan kufijtë e rekomanduar nga Direktivat Evropiane 76/160/EEC dhe 2006/7/EC për ujërat rekreative. Konkretisht, stacionet 4, 5, 6, 7, 10 dhe veçanërisht stacioni 12 paraqitën tejkalime të konsiderueshme të koliformëve fekalë, duke treguar praninë e ndotjes fekale aktive dhe rrezik potencial për shëndetin publik. Në të kundërt, stacionet 1, 2, 3, 8, 9 dhe 11 rezultuan me cilësi të mirë ose shumë të mirë sipas standardeve evropiane.

Zona e liqenit të Shkodrës në Shirokë paraqiti cilësi relativisht më të qëndrueshme të ujit krahasuar me segmentet e tjera të studiuara. Parametrat fizikë dhe kimikë rezultuan përgjithësisht brenda kufijve optimalë, ndërsa ndotja mikrobiologjike ishte më e moderuar. Megjithatë, u evidentuan episode sporadike të rritjes së turbullirës dhe koliformëve fekalë gjatë periudhave me reshje intensive, duke treguar ndikim lokal antropogjen dhe transport të ndotjes nga rrjedhjet sipërfaqësore.

Rezultatet e zonës së Vilunit dhe grykëderdhjes evidentuan ndikim të fortë të proceseve të përzierjes me ujërat detare. Në këto stacione u regjistruan vlerat më të larta të përçjellshmërisë elektrike (EC) dhe TDS, duke reflektuar mineralizim dhe kripëzim të konsiderueshëm të ujit. Grykëderdhja e Vilunit paraqiti cilësi mikrobiologjike relativisht më të mirë

Analiza statistikore tregoi se shumica e parametrave fizikë, kimikë dhe mikrobiologjikë nuk paraqitën shpërndarje normale statistikore ($p<0.005$), por karakterizoheshin nga skewness dhe kurtosis të lartë pozitiv. Kjo tregon praninë e episodeve ekstreme dhe të lokalizuara të ndotjes, si dhe heterogjenitet të konsiderueshëm të sistemeve ujore të studiuara. Veçanërisht parametrat mikrobiologjikë dhe nutrientët azotikë paraqitën variabilitet të lartë sezonal dhe hapësinor.

Studimi konfirmoi ekzistencën e korrelacioneve të forta ndërmjet parametrave fiziko-kimikë dhe indikatorëve mikrobiologjikë. *Koliformët fekalë* treguan korrelacion pozitiv me turbullirën ($p=0.480$), nitritet ($p=0.401$) dhe amoniumin ($p=0.449$), duke dëshmuar se rritja e ngarkesës organike dhe e materialeve të pezulluara favorizon përhapjen e ndotjes bakteriale. *Enterokokët intestinalë* paraqitën lidhje pozitive me turbullirën ($p=0.538$), fosfatet ($p=0.446$) dhe pH ($p=0.403$), duke treguar ndikimin e proceseve biogjeokimike në mbijetesën dhe shpërndarjen e mikroorganizmave fekalë.

Përçjellshmëria elektrike dhe TDS ishte korrelacioni pothuajse perfekt ndërmjet përçjellshmërisë elektrike dhe TDS (p=0.992–1.000), i cili konfirmoi se këta parametra përfaqësojnë të njëjtin proces të mineralizimit të ujit dhe mund të përdoren si indikatorë të besueshëm të ndryshimeve fiziko-kimike në ekosistemet ujore. Gjithashtu, temperatura rezultoi faktor determinant dhe degradimit të cilësisë së ujit, duke treguar korrelacione shumë të forta me nitratet (p=0.796), nitritet (p=0.771), fosfatet (p=0.605), si dhe në disa raste me fosfatet deri në p= 0.901.

Rezultatet mikrobiologjike treguan se *koliformët fekalë* rezultuan ndër indikatorët kryesorë të ndotjes fekale, duke reflektuar në mënyrë të drejtpërdrejtë praninë e kontaminimit me origjinë urbane dhe antropogjene në zonat e monitoruara. Gjatë sezonit veror dhe periudhave me temperatura të larta, u evidentua një rritje e ndjeshme e përqendrimit të tyre, çka lidhet me uljen e prurjeve ujore dhe rritjen e aktivitetit njerëzor në territor.

Në tërësi dendrogrami për stacionet e ujërave sipërfaqësor evidenton ekzistencën e dy grupeve kryesore homogjene të përbëra nga stacionet 1, 8, 2, 3, 4 dhe 6, 9, 7, ndërsa stacionet 5 dhe 10 paraqesin karakteristika më të veçanta ku stacioni 10 përfaqëson rastin me devijimin më të madh nga modeli i përgjithshëm i ngjashmërisë. Këto gjetje sugjerojnë se faktorët gjeografikë, hidrologjikë dhe antropogjenë kanë rol të rëndësishëm në formësimin e cilësisë së ujit në stacionet e studiuara.

Dendrograma identifikon dy grupe të dallueshme: grupi i parë përfshin parametrat e ndotjes antropogjene: *koliformë fekalë, enterokokë*, nitrate, amonium dhe fosfate me ngjashmëri të brendshme 63–98%, duke pasqyruar shkarkimet fekale dhe aktivitetin bujqëror. Grupi i dytë përfaqëson sistemin hidro-gjeokimik natyror, ku EC, TDS, temperatura dhe pH reflektojnë procese mineralizimi dhe ekuilibra acid-bazë. Bashkimi i të dy grupeve në vetëm -15% ngjashmëri konfirmon se ndotja antropogjene dhe proceset natyrore operojnë nëpërmjet mekanizmave të pavarur por ndikojnë njëkohësisht në cilësinë e ujit të zonës së studimit.

Nga aspekti epidemiologjik studimi evidentoi lidhje të rëndësishme ndërmjet ndotjes mikrobiologjike dhe incidencës së sëmundjeve infektive me origjinë ujore gjatë periudhës 2023–2024. Rezultatet treguan se *E. coli* përbënte 90.36% të rasteve pozitive të sëmundjeve të transmetuara nga uji, ndërsa analiza Spearman evidentoi lidhje 80% ndërmjet pranisë së *E. coli* në ujë dhe rasteve gastrointestinale në komunitet. Gjithashtu, u konstatua lidhje 100% ndërmjet *enterokokëve intestinalë dhe E. coli* në ujërat e puseve, duke konfirmuar përdorimin e tyre si indikatorë të rëndësishëm të ndotjes fekale dhe të riskut sanitar.

Në tërësi, ky punim vërtetoi se ndryshueshmëria hapësinore e parametrave fiziko-kimikë lidhet ngushtë me shpërndarjen e ndotjes mikrobiologjike dhe me rrezikun potencial për shëndetin publik. Aktivitetet antropogjene, veçanërisht shkarkimet urbane të patrajtuara, aktivitetet bujqësore dhe blegtorale, mungesa e sistemeve efektive të trajtimit të ujërave dhe ndikimi sezonal përfaqësojnë faktorët kryesorë të degradimit të cilësisë së ujit në zonat e monitoruara.

PËRFUNDIME

Vlerësimi i integruar i parametrave fiziko-kimikë, mikrobiologjikë dhe treguesve të lidhur me shëndetin publik në ujërat sipërfaqësore të ekosistemeve ujore të përfshira në studim, përkatësisht Liqenin e Shkodrës, lumin Buna, lagunën e Vilunit dhe detin Adriatik në zonën e Velipojës, dëshmoi efektivitetin e një qasjeje shumëdisiplinore për vlerësimin e cilësisë së ujit. Integrimi i këtyre treguesve në një kornizë të unifikuar mundësoi një interpretim më të plotë të gjendjes mjedisore, identifikimin e faktorëve kryesorë që ndikojnë në ndotjen dhe degradimin e ekosistemeve ujore, si dhe evidentimin e lidhjeve ndërmjet cilësisë së ujit dhe rreziqeve potenciale për shëndetin publik. Rezultatet tregojnë se këto sisteme ujore përbëjnë ekosisteme komplekse, të karakterizuara nga ndërveprime të shumta ndërmjet faktorëve natyrorë dhe antropogjenë, si dhe nga korrelacione të rëndësishme hapësinore ndërmjet parametrave të monitoruar. Për këtë arsye, gjetjet e studimit ofrojnë një bazë të besueshme shkencore për hartimin e strategjive të monitorimit, mbrojtjes dhe menaxhimit të qëndrueshëm të burimeve ujore.

Gjetjet e studimit evidentuan një shpërndarje heterogjene të cilësisë së ujërave sipërfaqësore në ekosistemet e analizuara duke përfshirë liqenin, lumin, lagunën dhe detin. U identifikuan zona me cilësi të lartë të ujit, por edhe sektorë të karakterizuar nga nivele të konsiderueshme ndotjeje dhe degradimi mjedisor. Diferencimi i qartë ndërmjet këtyre kategorive të cilësisë, së bashku me identifikimin e faktorëve kryesorë që ndikojnë në gjendjen e tyre, dëshmon vlerën e qasjes së përdorur për monitorimin e hershëm të ndryshimeve në cilësinë e ujit. Kjo qasje mundëson identifikimin në kohë të tendencave të degradimit dhe mbështet ndërmarrjen e masave parandaluese përpara se përkeqësimi i gjendjes ekologjike të bëhet i vështirë ose i pamundur për t'u rikuperuar.

Analizat diagnostikuese të faktorëve që ndikojnë drejtpërdrejt në përkeqësimin e cilësisë së burimeve ujore ofrojnë informacion të vlefshëm për identifikimin e zonave prioritare që kërkojnë masa mbrojtëse dhe menaxhuese. Klasifikimi i stacioneve sipas indikatorëve mikrobiologjikë në kategoritë "cilësi e shkëlqyer", "cilësi e mirë", "cilësi e mjaftueshme" dhe "cilësi e keqe", si dhe vlerësimi i parametrave fiziko-kimikë në kategoritë "shumë i mirë", "i mirë", "moderar", "i dobët" dhe "shumë i dobët", mundëson një vlerësim të integruar të gjendjes së ekosistemeve ujore. Ky klasifikim i bazuar në të dhëna vlerësimi dhe rezultate analitike përbën një bazë të besueshme shkencore për planifikimin e masave të menaxhimit, mbrojtjes dhe përmirësimit të cilësisë së ujërave.

Protokollet e zbatuara për cilësinë e ujërave sipërfaqësore dhe të pijshëm përputhet me kornizat ndërkombëtare të monitorimit dhe menaxhimit, si ai për Menaxhimin e Integruar të Zonës Bregdetare dhe Menaxhimin e Bazuar në Ekosistem, për vlerësimin vazhdueshëm dhe sistematik të cilësisë, janë thelbësor për identifikimin në kohë të problematikave mjedisore, mbështetjen e proceseve të menaxhimit të ndotjes nga institucionet përkatëse dhe hallkë në parandalimine sëmundjeve infektve me burim ujin.

Protokollet dhe rezultatet e këtij punimi nuk duhet të shihen si vlerësim monitorimi i thjeshtë, por si një mjet mbështetës i vendimmarrjes dhe të evoluojë së bashku me përparimet e teknologjitë bashkëkohore. Zbatimi i tyre ofron mundësi drejt sistemeve ujore sipërfaqësore më funksionale dhe të qëndrueshme përballë presioneve të shumëfishta antropogjene dhe klimatike që po përshpejtohen.

REKOMANDIME

Bazuar në analizat statistikore (Spearman, PCA, cluster analysis), vlerësimin hapësinor dhe sezonal të parametrave fiziko-kimikë dhe mikrobiologjikë në lumin Buna, Shirokë dhe Vilun, si dhe në përputhje me Direktivën 76/160/EEC dhe 2006/7/EC të BE-së, rekomandimet e këtij studimi përqendrohen në përmirësimin e cilësisë së ujërave dhe reduktimin e riskut për shëndetin publik.

1. Ndërtimi i impjantit për përpunimin e ujërave të zeza në Qytetin e Shkodrës.
2. Vleresimi i vazhdueshem i cilësisë së ujërave sipërfaqësor për parametrat fiziko-kimikë (pH, EC, TDS, temperaturë, nutrientë) me indikatorët mikrobiologjikë (*E. coli, koliformë fekalë, enterokokë intestinalë*).
3. Menaxhimi i ujërave nëntokësore puset te ndertohen sipas standardeve dhe te behet vleresimi çdo gjashtë muaj për ndotjen mikrobiologjike
4. Standardizimi i metodologjisë sipas Bashkimit Europian, klasifikimi periodik i cilësisë së ujërave dhe transparenca
5. Ndalimi i peshkimit gjatë kohës së shumimit, ndalimi i peshkimit me dinamit dhe me rrymë elektrike.
6. Studime të avancuara dhe periodike në epidemiologji janë potencial për të kuptuar më mirë ndikimin e cilësisë mikrobiologjike të burimeve ujore në shëndetin publik.
7. Forcimi i bashkëpunimit dhe integrimit ndërdisiplinor midis fushave të ndryshme shkencore

LITERATURA

Agjencia Evropiane e Mjedisit, 2025. Share of excellent quality bathing waters in Europe in the season 2024 (EU countries, Albania, and Switzerland) https://www.eea.europa.eu/en/europe-environment-2025/thematic-briefings/environment-and-human-health/water-pollution-and-human-health/bathing-waters-excellent- quality

Agjencia Kombëtare e Turizmit (AKT). (2025). *Liqeni i Shkodrës*. https://new.akt.gov.al/zonat_turistike/liqeni-i-shkodres/

Agjencia Kombëtare e Turizmit (AKT). (2025). *Zonat natyrore dhe turistike në Shqipëri – Laguna e Vilunit*. https://akt.gov.al/

Agjencia Kombëtare e Turizmit (AKT). (2025). *Zonat turistike në Shqipëri – Lumi Buna dhe zona e Shkodrës*. https://akt.gov.al/

Agjencia Kombëtare e Ujësjellës-Kanalizimeve dhe Infrastrukturës së Mbetjeve.

Agjencia Kombëtare e Zonave të Mbrojtura **https://akzm.gov.al/zonat-e-mbrojtura/**

Agjensia Komberate e Mjedisit (2023) Stacionet e monitorimit të bregdetit. https://akm.gov.al/en/

Al Saidi, E. S., Al-Taei, N. H., Hilal, W. R., & Muttaleb, Z. H. (2024). *Water pollution, sources, effect on human health and treatment technologies.* Journal of University of Babylon for Pure and Applied Sciences, 32(4), 172–189.

Alam, M.J., et al. (2007). *Water Quality Parameters along Rivers*. International Journal of Environmental Science & Technology, 4, 159-167.

American Public Health Assoc., American Water Works Assoc. & Water Environment Federation. (1999). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (20th ed.). Baltimore, MD: American Public Health Association.

American Public Health Association (APHA) (1998). Standard methods for the examination of water and waste water. American Public Health Association, Washington D.C. (20th edition): 2124-2230

Anker, Y., Mirlas, V., Gimburg, A., Zilberbrand, M., Nakonechny, F., Meir, I., & Inbar, M. (2019). *Effect of rapid urbanization on Mediterranean karstic mountainous drainage basin*s. *Sustain. Cities Soc.*, *51*, 101704

APHA (1992) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th Ed., American Public Health Association, Washington DC

APHA (1999). Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th. ed. American Public Health Association, Washington DC

APHA (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association.

APHA (Ed.) (1985): Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16th Edition. American Public Health Association, Washington, DC. Water Pollution Control Federation. 1268 p

APHA 2017. Standard methods for the examination of water and waste water, (23st erd ed.).

APHA 2540 C: 2023 Standard Methods for the. Examination of Water and Wastewater

APHA Method 2550 B:2023- Standard Methods for the. Examination of Water and Wastewater-Temperature

APHA, American Public Health Association (2023) Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 23rd Edition, APHA.

APHA. (2005). *Standard methods for the examination of water and waste water,21st edn*Washington, DC. American PublicHealth Association.

Ayebo, A., Plowman, D., & States, S. (2006). *Nitrate, coliforms, and Cryptosporidium spp. as indicators of stream water quality in western Pennsylvania.* Journal of Environmental Health, 69(3), 16–22 PMID: 17066945.

Banseka JY. (2023). *Physico-chemical water quality assessment on the eastern flanks of Mount Cameroon. Bamenda, Cameroon:* The University of Bamenda Printing Press.

Bratli L.J. (2000). *Classification of the Environmental Quality of FreshWater in NorWay. Hydrological and limnological aspects of lake monitoring. Heinonen et al*. (Ed.). John Willey & Sons Ltd. 331-343. https://doi.org/10.1002/9780470511121

Carlos Duque Kinza Haider Eva Sebok Torben O. Sonnenborg Peter Engesgaard (2018). *A conceptual model for groundwater discharge to a coastal brackish lagoon based on seepage measurements (*Ringkøbing Fjord, Denmark). Journal Hydrological Processes, pg 13, ISSN 0885-6087 https://doi.org/10.1002/hyp.13264

Carvalho L, Mackay EB, Cardoso AC, Baattrup-Pedersen A, Birk S, Blackstock KL, Borics G, Borja A, Feld CK, Ferreira MT, Globevnik L, Grizzetti B, Hendry S, Hering D, Kelly M, Langaas S, Meissner K, Panagopoulos Y, Penning E, Solheim AL (2019) *Protecting and restoring Europe's waters: an analysis of the future development needs of the water framework directive*. Sci Total Environ 658:1228–1238. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.255

CDC. Antibiotic resistance threats in the United States, 2019. Atlanta, GA: Centers Dis. Control Prev.; 2019. *Characterization of Escherichia coli Isolates in Recreational Waters*: Implications for Public Health and One Health Approach. (2024) Lúcia Gomes., Adriano A. Bordalo., Ana Machado. https://doi.org/10.3390/w16182695

Chaudhuri RR, Henderson IR. (2012). *The evolution of the Escherichia coli phylogeny*. Infect Genet Evol. 12(2):214–26. pmid:22266241.
https://doi.org/10.1016/j.meegid.2012.01.005

Yenlajai JaneFrances Banseka, Suiven John Paul Tume (2024). Coliform Bacteria Contamination of Water Resources and Implications on Public Health in Fako Division, South West Region, Cameroon doi:**10.21926/aeer.2402010**.

Conductivity (EC) Vs Total Dissolved Solids (TDS) – March 4, (2024) Atlas Scientific

Çullaj, A., Miho, A., & Bachofen, R. (Eds.). (2009). *Bovilla (Albania) – Limnological study / Studim limnologjik*. Julvin 2. ISBN 978-99956-14-29-4.

De Florio Barker, S.; Wing, C.; Jones, R.M.; Dorevitch, S.(2018). *Estimate of incidence and cost of recreational waterborne illness on United States surface waters*. Environ. Health Glob. Access. Sci. Source., 17. https://doi.org/10.1186/s12940-017-0347-9

Debassi, B., Allaoua, N., Ghanem, N., Hafid, H., Benacherine, M., & Chenchouni, H. (2025). *Assessment of water quality of groundwater, surface water, and wastewater using physicochemical parameters and microbiological indicators.* Environmental Science and Pollution Research.
https://doi.org/10.1177/00368504251348544

Dem P, Hayashi K, Fujii M, Tao L (2024). *Resources time footprint indicator extension for evaluating human interventions in provisioning ecosystem services supply*. Sci Total Environ 946:173852.
https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173852

Dhimiter Dhora (2013). *On the stability and resilience of the Lake of Shkodra*. Proceeding of the 2nd International Conference. Research and Education in the Natural Sciences‖, November 15-16 Shkodër – Albania, Volume 1: 27-34.

Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a frameëork for Community action in the field of ëater policy.

Directive 2006/44/EC of the European Parliament and of the Council of 6 September 2006 on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life

EC, European Commission Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing ëater quality and repealing Directive 76/160/EEC. *Off. J. Eur. Union* 2006, *64*, 37–51.

Edberg, S. C., Rice, E. W., Karlin, R. J., & Allen, M. J. (2000). *Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection*. Journal of Applied Microbiology, 88(S1), 106S–116S. https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2000.tb05338.x

EEA 2025. European Environment Agency, Europe's bathing waters safe for summer swimming 2025. **https://www.eea.europa.eu/en/newsroom/news/quality-of-europes-bathing-waters-2024**

EN 27888:1998 Water quality: Electrical Conductivity

Englande, A. J. (2015). *Shamas Wastewater Treatment & Water Reclamation*. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences.
Environmental *Escherichia coli*: ecology and public health implications – a revieë,

Ercumen A, Arnold BF, Naser AM, Unicomb L, Colford JM, Luby SP. (2017). *Potential sources of bias in the use of Escherichia coli to measure waterborne diarrhoea risk in low-income settings*. Trop Med Int Health.; 22:2–11. doi: 10.1111/tmi.12803.
***Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection**,

European Commission. *Directive (EU) 2020/2184 on the quality of water intended for human consumption*. Falkinham, J. O. (2020). Environmental sources of nontuberculous mycobacteria. *Clinical Chest Medicine, 41*(3), 367–378. https://doi.org/10.1016/j.ccm.2020.06.003

Fewtrell L, Kay D. (2015). *Recreational water and infection: a review of recent findings.* Curr Environ Health Rep. 2015; 2:85–94. doi: 10.1007/s40572-014-0036-6.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2015). *AQUASTAT main database – Global water resources and uses*. FAO. https://www.fao.org/aquastat/en/

Fridman KB, Novikova YA, Belkin AS (2019) *On the issue of health risk assessment techniques for hygienic characteristics of water supply systems.* Hygiene Sanitation 96(7):686–689. **https://doi.org/10.18821/0016-9900-2017-96-7-686-689**

G. Duressa, F. Assefa, M. Jida. (2019), *Assessment of bacteriological and physicochemical quality of drinking water from source to household tap connection in Nekemte, Oromia, Ethiopia*. J. Environ. Public Health, pp. 1-7, **10.1155/2019/2129792**

Geological Survey Water-Supply Paper. Retrieved from http://pubs.usgs.gov/wsp/2311/report.pdf Google. (2026). *Shkodër, Shqipëri* [Hartë satelitore]. Google Earth. https://earth.google.com/

Griffith JF, Weisberg SB, Arnold BF, Cao Y, Schiff KC, Colford JM. (2016). *Epidemiologic evaluation of multiple alternate microbial water quality monitoring indicators at three California beaches*. Water Res. 94:371–381. doi:

10.1016/j.watres.2016.02.036

Guidelines for Drinking-water Quality. Fourth Edition - World | ReliefWeb (2011). https://reliefweb.int/report/world/guidelines-drinking-water-quality-fourth-edition

Halleux V (2023). *Pollutants in EU waters Update of chemical substances listed for control*. EPRS European Parliamentary Research Service

Harilal C. C., Hashim A, Arun P. R. and Baji S., (2004). Journal of Ecology, Environment and Conservation, 10(2), 187.

Hayward, C., Ross, K. E., Brown, M. H., Bentham, R., et al. (2025). *Microbial risks in drinking water systems: Persistence and public health implications of opportunistic premise plumbing pathogens.* Frontiers in Microbiology, *16*, 1575789. https://doi.org/10.3389/fmicb.2025.1575789

Honda, J. R., Virdi, R., & Chan, E. D. (2024). *Global environmental distribution and clinical significance of nontuberculous mycobacteria.* The Lancet Microbe, *5*(2), e123–e135. https://doi.org/10.1016/S2666-5247(24)00003-0

Huiyun Zou, Ziyu Zhou, Björn Berglund, Beiwen Zheng, Min Meng, Ling Zhao, Hui Zhang, Zhongyi Wang ,Tianle Wu, Qi Li, Xuewen Li (2023). *Persistent transmission of carbapenem-resistant, hypervirulent Klebsiella pneumoniae between a hospital and urban aquatic environments.* https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120263

Huntington, T. G. (2006). *Evidence for intensification of the global water cycle*: Review and synthesis. *Journal of Hydrology*, 319(1–4), 83–95. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.07.003

Ilse Verburg, Lucia Hernández Leal , Karola Waar , John W A Rossen , Heike Schmitt , Silvia García-Cobos (2024*). Klebsiella pneumoniae* species complex: From wastewater to the environment PubMed Central. DOI: 10.1016/j.onehlt.2024.100880

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2014). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Cambridge University Press.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press.

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2022). Climate change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability. Cambridge University Press. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/

International Organization for Standardization. (1986). *ISO 7890-1:1986 Water quality — Determination of nitrate — Part 1:* IPCC AR6 Working Group II Chapter 4 – *Water (IPCC, 2022)*

Ishii S, Sadowsky MJ.(2008). *Escherichia coli in the environment: implications for water quality and human health.* Microbes Environ. 23:101–108. doi: 10.1264/jsme2.23.101.

ISO 10523 2008. Water quality. Determination of pH

ISO 11133. Microbiology of food, animal feed and water — Preparation, production, storage and performance testing of culture media. International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland.

ISO 14644-5:2025 Cleanrooms and associated controlled environments-Part 5: Operations

ISO 19458: 2006 Water quality — Sampling for microbiological analysis

ISO 5667-1:2023Water quality — SamplingPart 1: Guidance on the design of sampling programmes and sampling techniques

ISO 5667–3:2024(en) Water quality—sampling—Part 3: Preservation and handling of water samples

ISO 5667-5:2006 Water quality -Sampling Part 5: Guidance on sampling of drinking water from treatment works and piped distribution systems

ISO 6878:2024 Water quality -Determination of phosphorus

ISO 7027-1:2016. Water quality — Determination of turbidity — Part 1: Quantitative methods.

ISO 7150:11984. Water quality-Determination of ammonium

ISO 7890-1:1986 Water quality — Determination of nitrate (LCK 339)

ISO 7899-1:1998/Cor 1:2000 Water quality -Detection and enumeration of intestinal enterococci-Part 1: Miniaturized method (Most probable Number) for surface and waste water.

ISO 7899-2:2000 Detection and enumeration of intestinal enterococci. Part 2: Membrane filtration method ISO 7899-2:2000: Water quality - Detection and enumeration of intestinal enterococci. Part 2: Membrane filtration method

ISO 9308-1:2014 Water quality – Enumeration of Escherichia coli and coliform bacteria Part1: Membrane filtration method for waters with low bacterial background flora

ISO 9308-2:2012 Water quality -Enumeration of Escherichia coli and coliform bacteria Part2: Most probable number method

Jang J., Hur H. G., Sadowsky M. J., Byappanahalli M. N., Yan T., Ishii S. (2017) Journal of Applied Microbiology, 123 (3), 570– 581. https://doi.org/10.1111/jam.13468

Jang J., Hur H. G., Sadowsky M. J., Byappanahalli M. N., Yan T., Ishii S. (2017). *Environmental Escherichia coli: ecology and public health implications – a review*, Journal of Applied Microbiology, 123 (3), 570– 581. https://doi.org/10.1111/jam.13468

Kai Yan., Changfu Li., Weiyu Wang., Juan Guo., Haifeng Wang (2024). *The Molecular Identification and Comprehensive Analysis of Klebsiella pneumoniae Isolated from Industrial Wastewater*. MDPI **https://doi.org/10.3390/separations11040121**

Kapoor V, Gupta I, Pasha ABMT, Phan D.(2018). *Real-time quantitative PCR measurements of fecal indicator bacteria and human-associated source tracking markers in a Texas river following Hurricane Harvey.* Environ Sci Technol Lett5:322–328. doi: 10.1021/acs.estlett.8b00237.

KearnsP. J. AngellJ. H. HowardE. M.DeeganL. A. StanleyR. H. R. BowenJ. L. (2016). *Nutrient enrichment induces dormancy and decreases diversity of active bacteria in salt marsh sediments*. Nat. Commun.7:12881. doi: 10.1038/ncomms12881

Keukelaar, F., de Goffau, A., Pradhan, T., Sutmuller, G. Misurovic, A., Ivanovic, S., Uskokovic, B., Hetoja, A., Haxhimihali, E., Prifti, A., Kapidani, E., Kashta, L . and Gulan, A . (2006). *Lake Shkoder Transboundary Diagnostics Analysis; Albania & Montenegro*. Final Report. World Bank (IBRD)

Korajkic A, McMinn B, Harëood V. (2018). *Relationships between microbial indicators and pathogens in recreational water settings. Int J Environ Res Public Health*. 15:2842. doi: 10.3390/ijerph15122842.

Kumar, P., Srivastava, S., Banerjee, A., & Banerjee, S. (2022). *Prevalence and predictors of water-borne diseases among elderly people in India*: evidence from Longitudinal Ageing Study in India, 2017–18. BMC Public Health, 22, 993. https://doi.org/10.1186/s12889-022-13376-6

Lall, U., Josset, L., & Russo, T. (2020). *A snapshot of the world's groundwater challenges.* Annu. Rev. Environ. Resour., *45*, 171–194. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102017-025800

LeChevallier MW, Prosser T, Stevens M. (2024). *Opportunistic Pathogens in Drinking Water Distribution Systems-A Review. Microorganisms.*;12(5):916. doi: 10.3390/microorganisms12050916

LeChevallier, M. W. (2025). The case for monitoring for *Legionella pneumophila* in drinking water distribution systems. *Water, 17*(4), 475. https://doi.org/10.3390/w17040475

Leclerc H, Mossel D a, Edberg SC, Struijk CB. (2001). *Advances in the bacteriology of the coliform group: their suitability as markers of microbial water safety.* Annu Rev Microbiol. 55:201–34. pmid:11544354. https://doi.org/10.1146/annurev.micro.55.1.201

Lenart-Boroń, A. W. (2017). *The effect of anthropogenic pressure shown by microbiological and chemical water quality indicators on the main rivers of Podhale, southern Poland.* Environ Sci Pollut Res, 1293–1294. https://doi.org/10.1007/s11356-017-8826-7

Leonard AFC, Singer A, Ukoumunne OC, Gaze WH, Garside R. (2018). *Is it safe to go back into the water*? A systematic review and meta-analysis of the risk of acquiring infections from recreational exposure to seawater. Int J Epidemiol. 47:572–586. doi: 10.1093/ije/dyx281.

Letizia, M., Diggle, S. P., & Whiteley, M. (2025). *Pseudomonas aeruginosa: ecology, evolution, pathogenesis and antimicrobial susceptibility*. *Nature Reviews Microbiology*. https://doi.org/10.1038/s41579-025-01193-8

Lin, L., Yang, H. & Xu, X.(2022). *Effects of water pollution on human health and disease heterogeneity*: A review. *Front. Environ. Sci.* 10. https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.880246

Liu, Y., Su, B., Mu, H., Zhang, Y., Chen, L., & Wu, B. (2023). *Effects of point and nonpoint source pollution on urban rivers*: From the perspective of pollutant composition and toxicity. Journal of Hazardous Materials, 132441. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132441

Lúcia Gomes., Adriano A. Bordalo., Ana Machado (2024). *Characterization of Escherichia coli Isolates in Recreational Waters: Implications for Public Health and One Health Approach.* **https://doi.org/10.3390/w16182695**

Mahananda, M, R., Mohanty, B, P & Behera, N, R. (2010). *Physicho-chemical Analysis of Surface and Ground Water of Bargarg District, Orissa, India*, IJRRAS, 2 (3), 284-295.

Mallin, M.A., et al. (2016). Relation between Enterococcus concentrations and turbidity in fresh and saline recreational waters, coastal Horry County, South Carolina, 2003–04. *U.S. Geological Survey doi 10.3133/ofr20161015*

Miller JD, Hutchins M. (2017). *The impacts of urbanisation and climate change on urban flooding and urban water quality: a review of the evidence concerning the United Kingdom.* J Hydrol Reg Stud.12:345–362. doi: 10.1016/j.ejrh.2017.06.006.

Miller, R. L., Bradford, W. L., & Peters, N. E. (1988). *Specific Conductance: Theoretical Considerations and Application to Analytical Quality Control*. In U.S.

Mishra, A. K., & Singh, V. P. (2010). A review of drought concepts. *Journal of Hydrology*, 391(1–2), 202–216. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.012

Mobin, M., et al. (2015) *Analysis of Physicochemical Properties of the Turag River Water, Tongi, Gazipur in Bangladesh*. Journal of Environmental Science and Natural Resources, 7, 27-33.https://doi.org/10.3329/jesnr.v7i1.22140.

Mukherjee, A., Scanlon, B. R., Aureli, A., Langan, S., Guo, H., & McKenzie, A. (2021). *Global groundwater: from scarcity to security through sustainability and solutions.* In Global groundwater (pp. 3-20). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818172-0.00001-3

Musie, W., & Gonfa, G. (2023). *Fresh water resource, scarcity, water salinity challenges and possible remedies:* A review. Heliyon, 9*(8), e18685.* https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e18685

Ndikebeng KR, Forba CF, Tume SJP, Yenlajai BJ, Kimengsi JN, Kimengsi JN. (2023). *Land cover dynamics and implications on water resources in Bamenda III* Sub-Division, North West Region, Cameroon. Int J Global Sustainability. 7. doi: 10.5296/ijgs.v7i1.21031.

NenengL.NugrohoR. A. KomaiY. Takayama N. KawamuraK. (2020). *Water quality measurements with a simple molecular analysis (PCR-RFLP) of the microbiome in a Metropolitan River system in Japan.* Available online at: **http://wjst.wu.ac.th**.

Nguyen H. T. M., Le Q. T. P., Garnier J., Janeau J.-L. J., and Rochelle-Newall E., (2016). *Seasonal variability of faecal indicator bacteria numbers and die-off rates in the red river basin, North Viet Nam,* Scientific Reports. 6, no. 1, 21644, https://doi.org/10.1038/srep21644

O'Flaherty, E.; Solimini, A.; Pantanella, F.; Cummins, E. (2019). *The potential human exposure to antibiotic resistant-Escherichia coli through recreational water*. Sci. Total Environ. 2019, 650 Pt 1, 786–795. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.018

Obed Hiswill Samah, October 2012. *Microbiological and physico-chemical assessment of surface water quality along Asukawkaw river in the Volta Region.* Kwame Nkrumah University of Science and Technology.

Oliveira J, Cunha A, Castilho F, Romalde JL, Pereira MJ. *Microbial contamination and purification of bivalve shellfish: crucial aspects in monitoring and future perspectives* - a mini-review. doi: 10.1016/j.foodcont.2010.11.032

Oluwaseyi Samuel Olanrewaju, Lesego G Molale-Tom, Rinaldo K Kritzinger., Cornelius Carlos Bezuidenhout (2024). *Genome mining of Escherichia coli WG5D from drinking water source: unraveling antibiotic resistance genes, virulence factors, and pathogenicity*. https://doi.org/10.1186/s12864-024-10110-x

Pandey, P. K. (2014). *Contamination of water resources by pathogenic bacteria*. US National Library of Medicine National Institutes of Health.

Pano, N., & Frashëri, A. (2016). *Skavica, Drini i Zi, Shkodra dhe përmbytjet*. Proceedings / Scientific report (Albania).

Pasquero, C. Mar. 5th: (2008). *Water masses: Conservation of heat and salt. Upper, intermediate waters*. In ESS 130: Physical Oceanography.

Puto, K. Luka, O. (2017) *"Estimation of chemical-physical parameters and bacterial indicators FC/FS in Velipoja area waters (Adriatic Sea*)" 19th International Symposium on Environmental Pollution and its Impact on Life in the Mediterranean Region, Book of Abstracts: pg. 404-405. Rome, Italy

Muoio, R., Caretti, C., Rossi, L., Santianni, D., & Lubello, C. (2020). *Water safety plans and risk assessment*: A novel procedure applied to treated water turbidity and gastrointestinal diseases. International Journal of Hygiene and Environmental Health, *223*(1), 281–288. https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.07.008

Ramsar Convention Secretariat. (2021). *Wetlands of international importance: Skadar/Shkodra Lake system*. https://www.ramsar.org/

Regional Environmental Center Albania/RAMSAR. (2010). Assessment on Current Situation on Shkodra/Skadar Lake RAMSAR Site. http://archive.rec.org/albania/Projects/Biodiversiteti/docs/Lake-Shkodra-Asessment.pdf

Rusydi, A. F. (2018). *Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water: A review*. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 118(1), 012019. https://doi.org/10.1088/1755-1315/118/1/012019

Savageau MA. (1983). *Escherichia coli Habitats, Cell Types, and Molecular Mechanisms of Gene Control*. Am Nat. 1983;122(6):732–44. https://doi.org/10.1086/284168

Scanlon, B. R., Fakhreddine, S., Rateb, A., de Graaf, I., Famiglietti, J., Gleeson, T., & Zheng, C. (2023). *Global water resources and the role of groundwater in a resilient water future.* Nature Reviews Earth & Environment, 4(2), 87-101. https://doi.org/10.1038/s43017-022-00378-6

Scannell, P. W., & Jacobs, L. L. (2001, June*). Technical Report: No. 01-06 Effects of Total Dissolved Solids on Aquatic Organisms. In Alaska Department of Fish and Game*: Division of Habitat and Restoration Retrieved from http://www.adfg.alaska.gov/static/home/library/pdfs/habitat/01_06.pdf

Schneider-Jacoby, M., Schëarz, U.P., Sackl, P., Dhora, D., Saveljić, D., & Štumberger, B. (2006a) *Rapid assessment of the ecological value of the Bojana-Buna Delta (Albania/Montenegro*). Stiftung Europäisches Naturerbe.

Scott E.E. M.D.K. Leh, B.E. Haggard. (2017). *Spatiotemporal variation of bacterial water quality and the relationship with pasture land cove*r. J. Water Health, 15 pp. 839 848, https://doi.org/10.2166/wh.2017.101

Seifert-Dähnn, I. F. (2021). *Costs and benefits of automated high-frequency environmental monitoring* - The case of lake water management. J Environ Manage, 285, 112108. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112108

Sh.a Ujësjellës kanalizimeve Shkodër https://www.shuk.al/shkoder/ujerat-e-ndotura

Shah A., Arjunan A., Baroutaji A., Zakharova J. (2023). *A review of physicochemical and biological contaminants in drinking water and their impacts on human health*, Water Science and Engineering, 16 (4), 333 –344. https://doi.org/10.1016/j.wse.2023.04.003

Shumka S, Nagothu U S, Skarbovik E, Perovic A and Grazhdani S (2013) *How fair is the current status of the Transboundary Shkodra/ Skadar lake from the IRB requirements*. IV International Symposium Transboundary Waters Manegement. Thessaloniki, Greece

Shumka S, Paparisto A and Grazhdani S (2008). *Identification of non-native freshwater fishies in Albania and assessment of their potential threats to the national biological freshwater (sic) diversity*. Proceedings Balwois Conference, Ohrid, Republic of Macedonia 040: 1-6

Shumka, L., Papastefani, A., Shumka, S., & Mali, S. (2023). *The potentials for the ecological management of landscape connectivity including aquatic ecosystems in Northeast Albania*. Hydrobiology, 2, 47–77. https://doi.org/10.3390/hydrobiology2023

Uprety, S., Dangol, B., Nakarmi, P., Dhakal, I., Sherchan, S. P., Shisler, J. L., Jutla, A., Amarasiri, M., Sano, D., & Nguyen, T. H. (2020). *Assessment of microbial risks by characterization of* Escherichia coli *presence to analyze the public health risks from poor water quality in Nepal*. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 226, 113484. https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113484

Smitha, A. S. (2013). *Physico-chemical analysis of the freshwater at river Kapila, Nanjangudu industrial area, Mysore, Inda.* International Research Journal of Environment Sciences, 59-65.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition. Washington 1998

Styliani Florini et al. (2020). *Factors Influencing the Concentration of Fecal Coliforms in Oysters in the River Blackwater Estuary, UK*

SWRCB. (2002). Electrical Conductivity/Salinity Fact Sheet. In the Clean Water Team Guidance Compendium for Watershed Monitoring and Assessment State Water Resources Control Board. Retrieved from http://www.swrcb.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3130en.pdf

Talley, L. (2000). *Properties of seawater (Lecture 2).* In SIO 210: Introduction to Physical Oceanography. Lecture notes, Scripps Institution of Oceanography.

Taylor, R. G., Scanlon, B., Döll, P., Rodell, M., Van Beek, R., Wada, Y., & Treidel, H. (2013). Ground water and climate change. *Nature Climate Change*, 3, 322–329. https://doi.org/10.1038/nclimate1744

Teaf CM, Flores D, Garber M, Harwood VJ. (2018). *Toward forensic uses of microbial source tracking. Microbiol Spectr*. 6:1–14. doi:10.1128/microbiolspec.

Thursby E. and Juge N., (2017). Introduction to the human gut microbiota, *Biochemical Journal*. (2017) 474, no. 11, 1823–1836, **https://doi.org/10.1042/bcj20160510**, 2-s2.0-85019601663.

Tsakiris GP, Loucks DP (2023) *Adaptive water resources management under climate change: an introduction. Water Resour Manage* 37(6):2221–2233. https://doi.org/10.1007/s11269-023-03518-9

Tume SJP. (2021). *Impact of climate change on domestic water accessibility in Bamenda* III Sub-Division, North West region, Cameroon. J Cameroon Acad Sci. 17: 131-145

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (1993). *Method 353.2: Determination of nitrate-nitrite nitrogen by automated colorimetry (Revision 2.0)*. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.

UN Human Rights Council. (2024). *Resolution A/HRC/RES/57/13: The human right to safe drinking water and sanitation*. United Nations. https://digitallibrary.un.org/record/4063907

UNESCO (2026). *Skadar/Shkodër Lake Watershed – Biosphere Reserve under the Man and the Biosphere (MAB) Programme*. UNESCO. https://www.unesco.org/en/mab

United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. (2022). *United Nations World Water Development Report 2022: Groundwater – Making the invisible visible*. UNESCO. https://www.unesco.org/reports/wwdr/2022/en

United Nations General Assembly. (2010). *The human right to water and sanitation* (A/RES/64/292). https://undocs.org/A/RES/64/292

United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2012). *2012 edition of the drinking water standards and health advisories* (EPA 822-S-12-001). Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Van der Meulen, E. S., P. R. van Oel, H. H. M. Rijnaarts, N. B. Sutton, and F. H. M. van de Ven. (2022). "Suitability Indices for Assessing Functional Quality of Urban Surface Water." *City and Environment Interactions* 13:100079. **https://doi.org/10.1016/j.cacint.2022.100079**.

Wade TJ, Pai N, Eisenberg JNS, Colford JM. Do U.S. (2003). Environmental protection

agency water quality guidelines for recreational ëaters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis. Environ Health Perspect 111:1102–1109. doi:10.1289/ehp.6241.

Water safety plans and risk assessment: A novel procedure applied to treated water turbidity and gastrointestinal diseases. Int. J. Hyg. Environ. Health, 223 pp. 281-288, 10.1016/j.ijheh.2019.07.008 .

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed.). Academic Press. https://doi.org/10.1016/C2009-0-02112-6

WHO (1995). *Manual for recreational water and beach quality monitoring and assessment*. Draft. WHO, Regional Office for Europe, European Centre for Environ. and Health

WHO (2003): Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1, Coastal and fresh waters. World Health Organization. https://apps.who.int/iris/handle/10665/42591

WHO (2017). World health statistics: monitoring health for the SDGs, sustainable development goals. https://apps.who.int/iris/handle/10665/255336

WHO 2004. Laboratory biosafety manual – third edition. Geneva: World Health Organization.178pp. http://www.who.int/csr/resources/publications/biosafety/Biosafety7.pdf

WHO 2020. Water quality monitoring. Joint Monitoring Programme; Available from: https://washdata.org/monitoring/drinking-water/water-quality-monitoring

WHO, (2003) *Guidelines for Safe Recreational Water Environments*.

WHO (2015). Antimicrobial resistance: an emerging water, sanitation and hygiene issue. Brief. Geneva: Note WHO/FWC/WSH/14.07;

WHO (2003). Guidelines for safe recreational water environments: coastal and fresh waters. Geneva: World Heal. Organ;

Wilhite, D. A., & Glantz, M. H. (1985). Understanding the drought phenomenon: *The role of definitions*. *Water International*, 10(3), 111–120.

World Health Organization (2024). Guidelines for Drinking-Water Quality: Small Water Supplies. Geneva: World Health Organization. Available at: https://www.who.int/publications/m/item/guidelines-for-drinking-water-quality--small-water-supplies---executive-summary#:~:text=The%20Guidelines.

World Health Organization (WHO). (2011). *Guidelines for drinking-water quality* (4th

ed.). Geneva: World Health Organization. ISBN 978-92-4-154815-1.

World Health Organization. (2007). *Legionella and the prevention of legionellosis*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

World Health Organization. (2008). *Indicator organisms* (Tot. coliform bacteria section). In *Microbial fact sheets - Guidelines for drinking-water quality* (NCBI Bookshelf). National Center for Biotechnology Information. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK579445/

World Health Organization. (2017). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum*. Geneva: World Health Organization. https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950

World Health Organization. (2022). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda*. World Health Organization. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK579449 World Health Organization. *WHO Guidelines on Recreational Water Quality: Volume 1: Coastal and Fresh Waters*;

World Health Organization: Geneva, Switzerland, 2021; Available online: https://iris.who.int/handle/10665/342625 (accessed on 15 April 2024).

Wu J, Long SC, Das D, Dorner SM. (2011*). Are microbial indicators and pathogens correlated*? A statistical analysis of 40 years of research. J Water Health.; 9:265. doi: 10.2166/wh.2011.117.

Yenlajai Jane Frances Banseka, Suiven John Paul Tume (2024). *Coliform Bacteria Contamination of Water Resources and Implications on Public Health in Fako* Division, South West Region, Cameroon doi:**10.21926/aeer.2402010**.

Zhang, X., et al. (2025). *A comprehensive review of the pathogenic mechanisms of Pseudomonas aeruginosa: synergistic effects of virulence factors, quorum sensing, and biofilm formation. Frontiers in Microbiology, 16*, 1619626. https://doi.org/10.3389/fmicb.2025.1619626

Zoidou, M., Kokkos, N., & Sylaios, G. (2022**).** *Dynamics of Water, Salt, and Nutrients Exchange at the Inlets of Three Coastal Lagoons.* Journal of Marine Science and Engineering, 10(2), 205. https://doi.org/10.3390/jmse10020205

Saline Water and Salinity | U.S. Geological Survey". Archived from the original on 2020-08-18. Retrieved 2020-02-12.

What Is the Acceptable Total Dissolved Solids (TDS) Level in Drinking Water?". The Berkey. Archived from the original on 2020-02-22. Retrieved 2020-02-2

SITOGRAFIA

https://turizmi.gov.al/wp-content/uploads/2024/10/BULETINI_MUJOR_2024_SHTATOR.pdf

https://www.gov.uk/guidance/bathing-water-information-and-signage-rules-for-local-councils

https://www.who.int/news/item/28-06-2023-improving-access-to-water--sanitation-and-hygiene-can-save-1.4-million-lives-per-year--says-new-who-report

https://geoportal.asig.gov.al/

https://www.who.int/news/item/26-08-2025-1-in-4-people-globally-still-lack-access-to-safe-drinking-water--

-who--unicef

https://www.unicef.org/press-releases/fast-facts-1-4-people-globally-still-lack-access-safe-drinking-water-who-unicef

https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water

https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water

Zonat e mbrojtura detare e bregdetare në Shqipëri 2015
https://www.undp.org/sites/g/files/zskgke326/files/migration/al/Zonat-e-mbrojtura-detare-e-bregdetare-ne-shqiperi_reduced-filesize--fatmiri-email-23-nendor-2015.pdf

https://akm.gov.al/bregdeti/ https://ëëë.ipcc.ch/report/ar6/wg2/chapter/chapter-4/

https://telegraf.al/opinion/prof-dr-niko-pano-prof-dr-alfred-frasheri-skavica-drini-i-zi-shkodra-dhe-permbytjet/

https://www.akum.gov.al/

ABSTRAKT

Cilësia e ujërave sipërfaqësore dhe nëntokësore përbën një faktor kyç për mbrojtjen e shëndetit publik dhe ruajtjen e ekosistemeve ujore. Ky studim synon të vlerësojë korrelacionin ndërmjet parametrave fiziko-kimikë dhe indikatorëve mikrobiologjikë në lumin Buna, liqenin e Shkodrës në zonën e Shirokës dhe lagunën e Vilunit në Velipojë, duke analizuar ndryshueshmërinë hapësinore të tyre dhe ndikimin potencial në shëndetin publik. Monitorimi u realizua në 12 stacione të ujërave sipërfaqësore dhe 10 stacione të ujërave nëntokësore gjatë një periudhe njëvjeçare. U analizuan parametrat fiziko-kimikë, përfshirë temperaturën, pH-në, turbiditetin, përcjellshmërinë elektrike, TDS, amoniumin, nitritet, nitratet dhe fosfatet, si dhe indikatorët mikrobiologjikë koliformët fekalë, Escherichia coli dhe enterokokët intestinalë. Gjithsej u realizuan 3934 analiza laboratorike, nga të cilat 3024 fiziko-kimike dhe 910 mikrobiologjike. Për përpunimin e të dhënave u përdorën analiza statistikore përshkruese dhe shumëvariabël, përfshirë korrelacionin Spearman, Analizën Hierarkike të Grupimit (HCA) dhe Analizën e Komponentëve Kryesorë (PCA). Rezultatet evidentuan lidhje të rëndësishme ndërmjet parametrave fiziko-kimikë dhe ndotjes mikrobiologjike, si dhe identifikuan burime të mundshme ndotjeje me origjinë antropogjene dhe natyrore. Studimi ofron një bazë shkencore për menaxhimin e burimeve ujore dhe për hartimin e politikave të mbrojtjes së shëndetit publik.

Fjalë kyçe: *Cilësia e ujit; Escherichia coli; Enterokokët intestinalë; Parametrat fiziko-kimikë; Shëndeti publik.*

ABSTRACT

Water quality is a critical factor for public health protection and the preservation of aquatic ecosystems. This study aims to evaluate the correlation between physicochemical parameters and microbiological indicators in the Buna River, Lake Shkodra Shiroka area, and the Viluni Lagoon in Velipojë, focusing on their spatial variability and potential impact on public health. Monitoring was conducted at 12 surface water stations and 10 groundwater stations over a one-year period. The analyzed physicochemical parameters included temperature, pH, turbidity, electrical conductivity, total dissolved solids (TDS), ammonium, nitrites, nitrates, and phosphates, while microbiological indicators included fecal coliforms, Escherichia coli, and intestinal enterococci. A total of 3934 laboratory analyses were performed, including 3024 physicochemical and 910 microbiological analyses. Data processing involved descriptive and multivariate statistical techniques, including Spearman correlation analysis, Hierarchical Cluster Analysis (HCA), and Principal Component Analysis (PCA). The results revealed significant relationships between physicochemical parameters and microbiological contamination and enabled the identification of potential pollution sources related to both anthropogenic and natural factors. The findings contribute to a better understanding of water-quality dynamics and provide a scientific basis for water-resource management and the development of effective public health protection strategies.

Keywords: *Water Quality; Escherichia coli; Intestinal Enterococci; Physicochemical Parameters; Public Health.*

LISTA E PUBLIKIMEVE

KONFERENCA SHKENCORE

1. **Luka, O**. Puto, K. (2024) "Correlation between physico-chemical and microbiological factors in the assessment of water quality in the Vilun lagoon and estuary in the Adriatic sea" EU 4th International Conference on Health, Engineering and Applied Sciences. Paris- France Proceedings Book: pg 159-169. ISBN: 978-625-6283-01-5
2. **Luka, O.** Puto, K. (2024) "Impact of surface water pathogens on public health, Shkodra region, Albania ". International Cankaya Scientific Studies Congress. Ankara-Turkey. Proceedings Book: pg 195-700. ISBN: 978-625-8254-35-8
3. **Luka, O.** Puto, K. (2023)"Microbic quality (Cf/Sf) and some physico-chemical parameters in surface waters in the region of Shkodra, Albania". International Symposium for Environmental Science and Engineering Research.(ISESER2023) Konya-Turkey. Proceedings Book: pg 244-247 ISBN: 978-625-6802-87-2
4. **Luka, O.** Puto, K. (2024) "Assessment of microbiological quality and sources of water pollution in the Buna River, Albania" 10th International European Congress on Advanced Studies in Basic Sciences. Amsterdam- Netherlands. ISBN: 978-625-367-798-5

ARTIKUJ SHKENCORË

1) Puto, K. **Luka, O.** Kalluçi, E (2025) CORRELATION BETWEEN PHYSICO-CHEMICAL, MICROBIOLOGICAL AND ENVIRONMENTAL FACTORS, ASSESSING THE QUALITY OF SURFACE WATERS IN THE SHKODRA REGION, ALBANIA. International Journal of Ecosystems and Ecology Science (IJEES), vol 15/4, 2025 pg 219-228. DOI: https://doi.org/10.31407/ijees15.427.

2) **Luka, O.** Puto, K. Kalluçi, E (2025) ANALYSIS OF THE PHYSICO-CHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL WATER QUALITY IN THE PROTECTED AREA OF THE BUNA RIVER, SHKODER ALBANIA. *J. Int. Environmental Application and Science*, Vol. 20(3): 158-169 https://izlik.org/JA96GY56UR

3) **Luka, O.** Puto, K. Kalluçi, E (2024) THE USE OF WELL WATER AND THE IMPACT OF MICROBIAL CONTAMINATION ON PUBLIC HEALTH. Jurnal Ilmiah Ilmu Terapan Universitas Jambi (JIITUJ), Vol. 9 No. 4 2025, pg 1459-1473. DOI:https://doi.org/10.22437/jiituj.v9i4.42781,

ANEKS I

S1-Laguna e Vilunit	Kf	EI	Temp	Turbiditet	EC	TDS	Nitrite	amonium	nitrate	Fosfate
23.06.2023	460	23	27	2.36	27310	13655	0.009	0.02	1.56	0.18
26.07.2023	210	23	27.3	3.41	28620	14310	0.009	0.02	1.56	0.18
25.08.2023	210	23	27.5	5.11	30150	15075	0.009	0.02	1.56	0.18
29.09.2023	23	23	21.6	3.22	19200	9600	0.009	0.02	1.56	0.18
23.10.2023	23	23	18	3.12	18100	9500	0.009	0.02	1.56	0.18
18.11.2023	23	21	12	3.21	17430	8715	0.016	0.02	1.36	0.09
19.12.2023	43	23	11	2.46	17600	8800	0.016	0.02	1.36	0.09
07.01.2024	460	39	10	2.77	17800	8900	0.016	0.02	1.36	0.09
02.02.2024	1100	75	10.5	2.78	18600	9300	0.016	0.02	1.36	0.09
05.03.2024	240	23	15.6	6.96	17600	8800	0.021	0.02	1.32	0.17
05.04.2024	23	23	22.5	3.37	18800	9400	0.021	0.02	1.34	0.17
25.05.2024	23	23	26.6	4.24	25300	12650	0.021	0.02	1.45	0.17
21.06.2024	43	23	28	28.8	41100	20550	0.024	0.02	1.66	0.19
26.07.2024	43	23	24.5	6.12	22400	11200	0.025	0.02	1.68	0.19
20.08.2024	75	23	27	5.13	35126	17563	0.024	0.02	1.67	0.19
27.09.2024	39	23	22.3	3.47	19326	9663	0.007	0.02	1.47	0.16
26.10.2024	23	23	18.3	3.36	18700	9350	0.006	0.02	1.51	0.13
22.11.2024	23	23	12.3	3.25	17680	8840	0.019	0.02	1.28	0.11
16.12.2024	23	23	11.2	2.04	17700	8850	0.014	0.02	1.32	0.09
24.01.2025	39	39	10.3	2.55	17900	8950	0.018	0.02	1.36	0.08
21.02.2025	39	39	10.7	2.89	18800	9400	0.017	0.02	1.31	0.07
20.03.2025	240	43	14.3	3.54	17800	8900	0.023	0.024	1.53	0.12
25.04.2025	23	39	21.9	3.22	19600	9800	0.025	0.026	1.52	0.15
24.05.2025	39	39	26.2	3.97	26200	13100	0.025	0.029	1.61	0.18
24.06.2025	43	64	28.4	10.11	42600	21300	0.021	0.031	1.68	0.19
25.07.2025	75	39	28.7	8.65	23400	11700	0.023	0.032	1.72	0.21
25.08.2025	75	39	27.2	6.03	36122	18061	0.025	0.033	1.66	0.19
20.09.2025	75	23	21.7	3.58	22400	11200	0.024	0.028	1.54	0.15

S2- Laguna e Vilunit	Kf	EI	Temp	Turbiditeti	EC	TDS	Nitrite	amonium	nitrate	fosfate
23.06.2023	120	23	27	1.06	25242	12621	0.021	0.422	1.44	0.12
26.07.2023	23	23	27.4	3.87	19980	9990	0.019	0.644	1.46	0.16
25.08.2023	43	23	27.6	6.13	28100	14050	0.021	0.521	1.53	0.11
29.09.2023	39	23	20	3.16	18700	9350	0.018	0.392	1.37	0.09
23.10.2023	43	23	17	3.14	17400	8700	0.008	0.261	1.34	0.07
18.11.2023	43	23	11.3	3.24	17200	8600	0.015	0.121	1.31	0.07
19.12.2023	43	23	10.1	3.11	18120	9060	0.014	0.02	1.28	0.08
07.01.2024	460	39	9.5	2.86	19250	9625	0.013	0.02	1.22	0.09
02.02.2024	1100	39	9.6	2.93	21200	10600	0.015	0.02	1.34	0.08
05.03.2024	460	43	14	2.34	18200	9100	0.022	0.02	1.38	0.12
05.04.2024	23	23	23.3	2.71	20000	10000	0.017	0.024	1.42	0.15
25.05.2024	23	23	26.6	4	27100	13550	0.022	0.022	1.51	0.16
21.06.2024	43	23	28	25.6	40200	20100	0.026	0.031	1.53	0.18
26.07.2024	23	43	25	14.5	26200	13100	0.026	0.029	1.54	0.21
20.08.2024	43	23	27	5.22	33654	16827	0.022	0.021	1.52	0.17
27.09.2024	39	23	21.2	3.25	18654	9327	0.006	0.384	1.34	0.12
26.10.2024	39	23	18.2	3.44	17900	8950	0.004	0.281	1.45	0.12
22.11.2024	28	23	11.5	3.32	17808	8904	0.015	0.22	1.41	0.09
16.12.2024	28	23	10.8	2.11	18320	9160	0.016	0.02	1.34	0.08
24.01.2025	64	39	9.7	2.65	19450	9725	0.019	0.02	1.3	0.06
21.02.2025	39	39	9.9	2.99	21400	10700	0.017	0.02	1.33	0.09
20.03.2025	240	43	13.1	3.53	18800	9400	0.024	0.023	1.44	0.11
25.04.2025	64	39	22.1	2.75	21000	10500	0.026	0.026	1.51	0.14
24.05.2025	64	39	25.9	4.12	28200	14100	0.023	0.028	1.58	0.17
24.06.2025	300	64	28.5	12.21	42200	21100	0.022	0.031	1.62	0.19
25.07.2025	460	39	28.6	8.11	25200	12600	0.021	0.033	1.64	0.22
25.08.2025	460	39	27.1	5.78	34754	17377	0.024	0.024	1.62	0.18
20.09.2025	300	23	20.3	3.46	22380	11190	0.019	0.028	1.52	0.16

S3- **Grykëderdhja**	Kf	EI	Temp	Turbiditeti	EC	TDS	Nitrite	amonium	nitrate	fosfate
23.06.2023	43	23	27.3	0.63	36580	18290	0.009	0.02	1.25	0.07
26.07.2023	23	23	28	7.87	29614	14807	0.009	0.02	1.25	0.07
25.08.2023	43	23	28	5.63	39250	19625	0.009	0.02	1.25	0.07
29.09.2023	23	23	21.6	2.02	49000	24500	0.009	0.02	1.25	0.07
23.10.2023	23	23	18.2	2.91	47000	23500	0.009	0.02	1.25	0.07
18.11.2023	23	23	11	3.1	46100	23050	0.006	0.02	1.18	0.02
19.12.2023	23	39	12.4	2.95	46205	23102	0.006	0.02	1.18	0.02
07.01.2024	23	43	11.1	1.22	47300	23650	0.006	0.02	1.18	0.02
02.02.2024	4	93	11.5	1.12	44900	22450	0.006	0.02	1.18	0.02
05.03.2024	23	43	13.6	3.25	40600	20300	0.009	0.02	1.22	0.08
05.04.2024	23	43	20.5	1.26	47400	23700	0.009	0.02	1.24	0.08
25.05.2024	23	23	25.5	2.05	47300	23650	0.009	0.02	1.28	0.08
21.06.2024	75	240	28.6	15.5	51700	25850	0.016	0.02	1.32	0.07
26.07.2024	23	23	25.5	3.95	54400	27200	0.016	0.023	1.32	0.07
20.08.2024	23	23	28	4.2	46718	23359	0.016	0.022	1.32	0.07
27.09.2024	23	21	20.9	2.13	44102	22051	0.008	0.021	1.25	0.11
26.10.2024	23	23	17.8	2.81	47602	23801	0.007	0.021	1.25	0.09
22.11.2024	20	23	11.2	3.04	46520	23260	0.006	0.02	1.25	0.07
16.12.2024	20	23	11.7	2.03	46806	23403	0.007	0.02	1.25	0.04
24.01.2025	23	39	10.8	1.33	47500	23750	0.008	0.02	1.25	0.02
21.02.2025	23	39	11.2	1.08	45100	22550	0.006	0.02	1.18	0.02
20.03.2025	64	43	12.6	3.01	42500	21250	0.006	0.02	1.22	0.05
25.04.2025	39	43	21.5	1.22	48500	24250	0.008	0.02	1.24	0.07
24.05.2025	39	64	25.4	2.01	48600	24300	0.007	0.02	1.28	0.08
24.06.2025	75	210	28.6	9.72	52600	26300	0.011	0.02	1.32	0.09
25.07.2025	75	43	28.5	4.05	55400	27700	0.013	0.02	1.32	0.08
25.08.2025	120	23	28.3	3.02	47718	23859	0.012	0.02	1.32	0.06
20.09.2025	75	23	21.2	2.01	45000	22500	0.011	0.02	1.33	0.06

S4- Lumi Buna-Pulaj	Kf	EI	Temp	Turbiditeti	EC	TDS	Nitrite	amonium	nitrate	fosfate
23.06.2023	7500	23	22.3	0.86	451	225.5	0.008	0.02	2.38	0.12
26.07.2023	1100	7	24	1.63	440	220	0.004	0.02	2.41	0.13
25.08.2023	1100	7	24.6	2.62	460	230	0.007	0.03	2.44	0.14
29.09.2023	460	3	21.6	3.65	263	131.5	0.006	0.03	2.45	0.11
23.10.2023	1100	7	17.6	3.56	273	136.5	0.005	0.02	2.32	0.09
18.11.2023	1100	7	11.3	3.3	280	140	0.006	0.02	2.29	0.09
19.12.2023	1100	23	10.8	2.98	331	165.5	0.005	0.02	2.27	0.08
07.01.2024	1100	23	9.4	2.73	341	170.5	0.009	0.02	2.23	0.07
02.02.2024	6400	23	9.6	3.6	351	175.5	0.008	0.02	2.24	0.07
05.03.2024	460	4	13.6	2.78	248	124	0.012	0.02	2.31	0.07
05.04.2024	2800	11	19.6	1.3	350	175	0.015	0.02	2.33	0.09
25.05.2024	1100	9	23.6	2.54	475	237.5	0.016	0.02	2.49	0.12
21.06.2024	4300	4	24	1.95	804	402	0.018	0.022	2.47	0.012
26.07.2024	6400	15	23	2.01	242	121	0.018	0.039	2.5	0.13
20.08.2024	4600	15	24	2.06	965	482.5	0.019	0.044	2.51	0.15
27.09.2024	1100	21	21.4	3.71	356	178	0.017	0.021	2.46	0.15
26.10.2024	1100	15	17.4	3.51	264	132	0.015	0.02	2.42	0.13
22.11.2024	1100	14	11.4	3.41	274	137	0.015	0.02	2.37	0.13
16.12.2024	1400	23	10.8	3.67	338	169	0.014	0.02	2.31	0.11
24.01.2025	1100	21	9.9	2.59	344	172	0.012	0.02	2.33	0.11
21.02.2025	2100	20	10.3	3.96	362	181	0.013	0.02	2.35	0.09
20.03.2025	1100	20	12.9	3.11	252	126	0.014	0.02	2.41	1.14
25.04.2025	3900	28	19.8	2.65	365	183	0.016	0.02	2.48	1.17
24.05.2025	3900	21	23.7	3.26	494	247	0.018	0.02	2.51	1.22
24.06.2025	6400	15	24.3	2.98	912	456	0.019	0.022	2.53	1.26
25.07.2025	7500	15	24.8	3.96	862	310	0.018	0.022	2.53	1.26
25.08.2025	7500	15	24.2	3.08	866	433	0.021	0.033	2.51	1.25
20.09.2025	4300	15	21.5	3.88	664	332	0.016	0.021	2.37	1.22

S5-Lumi Buna-Reç i Ri	Kf	EI	Temp	Turbiditeti	EC	TDS	Nitrite	amonium	nitrate	fosfate
23.06.2023	1100	0	23.8	0.7	232	116	0.007	0.02	2.21	0.11
26.07.2023	1100	9	24.9	1.43	243	121	0.005	0.02	2.18	0.08
25.08.2023	1100	9	24.5	1.86	253	126.5	0.008	0.03	2.22	0.08
29.09.2023	1100	9	21.3	3.58	257	128.5	0.006	0.02	2.19	0.07
23.10.2023	1100	7	17	3.48	255	127.5	0.006	0.02	2.17	0.07
18.11.2023	1100	7	13	2.26	255	127.5	0.008	0.02	2.14	0.06
19.12.2023	1100	9	12.4	2.21	411	205.5	0.007	0.02	2.09	0.04
07.01.2024	2400	21	11.3	1.88	422	211	0.008	0.02	2.12	0.05
02.02.2024	2800	21	11.5	2.99	397	198.5	0.008	0.02	2.19	0.06
05.03.2024	1100	4	13	2.87	230	115	0.09	0.02	2.27	0.06
05.04.2024	2300	43	18.5	1.09	431	215.5	0.011	0.02	2.31	0.07
25.05.2024	1100	15	23.6	11.6	240	120	0.017	0.02	2.34	0.08
21.06.2024	460	4	25	1.95	268	134	0.023	0.02	2.38	0.11
26.07.2024	460	43	22	1.72	340	170	0.025	0.03	2.31	0.09
20.08.2024	1100	39	24.6	1.82	284	142	0.031	0.03	2.26	0.09
27.09.2024	1400	21	21.8	3.62	246	123	0.024	0.02	2.21	0.07
26.10.2024	1100	21	16.9	3.44	266	133	0.022	0.02	2.15	0.07
22.11.2024	2800	14	13.7	3.24	260	130	0.021	0.01	2.12	0.05
16.12.2024	1500	20	11.8	3.21	410	205	0.016	0.02	2.08	0.05
24.01.2025	2400	21	10.6	1.61	432	216	0.014	0.01	2.11	0.03
21.02.2025	2800	20	10.1	3.85	422	211	0.014	0.02	2.22	0.03
20.03.2025	1400	20	12.8	3.01	242	121	0.015	0.02	2.31	0.05
25.04.2025	3900	28	18.7	2.69	440	220	0.017	0.02	2.34	0.06
24.05.2025	2800	21	23.5	9.07	266	133	0.02	0.03	2.35	0.06
24.06.2025	3900	15	24.8	2.65	274	137	0.023	0.03	2.37	0.12
25.07.2025	4300	43	25.1	3.88	362	181	0.025	0.03	2.33	0.12
25.08.2025	4300	39	24.4	2.82	298	149	0.026	0.02	2.29	0.09
20.09.2025	4600	23	21.4	3.72	288	144	0.018	0.02	2.26	0.09

S6-Lumi Buna Darragjat	Kf	EI	Temp	Turbiditeti	EC	TDS	Nitrite	amonium	nitrate	fosfate
23.06.2023	7500	9	26.2	0.82	212	106	0.021	0.02	2.28	1.14
26.07.2023	6400	14	26.4	2.25	221	111	0.023	0.02	2.26	1.11
25.08.2023	7000	14	25	5.86	232	116	0.025	0.03	2.27	1.14
29.09.2023	4300	14	23.7	3.57	224	112	0.022	0.03	2.25	1.12
23.10.2023	3000	14	17.2	3.47	234	118	0.022	0.02	2.19	1.11
18.11.2023	2400	7	13.6	2.25	302	151	0.024	0.02	2.16	1.11
19.12.2023	2400	21	14.5	2.21	372	186	0.025	0.02	2.13	1.07
07.01.2024	1100	43	13.3	2.99	374	187	0.029	0.02	2.18	1.09
02.02.2024	110	75	13.5	3.03	368	184	0.037	0.02	2.17	1.19
05.03.2024	1100	4	15	3.22	234	117	0.042	0.02	2.21	1.28
05.04.2024	240	7	15.5	8.4	388	194	0.068	0.09	2.26	1.37
25.05.2024	460	9	24.5	5.26	239	120	0.064	0.03	2.35	1.39
21.06.2024	460	9	27	3.28	253	127	0.051	0.03	2.37	1.39
26.07.2024	460	14	25	6.68	256	128	0.036	0.04	2.42	1.36
20.08.2024	1100	15	26.5	7.85	254	127	0.022	0.04	2.38	1.32
27.09.2024	6400	21	23.4	3.57	236	118	0.021	0.04	2.29	1.27
26.10.2024	3900	21	16.8	3.45	244	122	0.023	0.03	2.24	1.25
22.11.2024	2100	14	13.5	3.25	310	155	0.026	0.02	2.21	1.23
16.12.2024	2000	28	12.6	3.52	382	191	0.024	0.02	2.17	1.23
24.01.2025	2400	28	12.7	2.68	382	191	0.022	0.02	2.13	1.21
21.02.2025	2000	64	13.3	3.33	386	193	0.028	0.02	2.15	1.24
20.03.2025	1400	15	14.1	3.24	244	122	0.032	0.08	2.19	1.28
25.04.2025	2800	20	15.6	6.22	422	211	0.035	0.02	2.23	1.33
24.05.2025	1100	15	25.2	6.26	266	133	0.037	0.03	2.35	1.36
24.06.2025	2800	15	25.9	3.54	262	131	0.029	0.03	2.41	1.36
25.07.2025	3900	20	26.2	6.62	256	128	0.038	0.04	2.44	1.41
25.08.2025	4300	20	26.2	6.85	274	137	0.041	0.04	2.36	1.39
20.09.2025	4300	15	23.2	3.64	264	132	0.024	0.03	2.32	1.37

S7-Bashkimi Drin-Bunë	Kf	EI	Temp	Turbiditeti	EC	TDS	Nitrite	amonium	nitrate	fosfate
23.06.2023	9300	0	26.9	0.79	214	107	0.014	0.04	2.31	0.11
26.07.2023	1500	9	27	4.29	216	108	0.012	0.04	2.29	0.09
25.08.2023	1100	14	26	5.85	221	111	0.017	0.04	2.32	0.09
29.09.2023	7500	43	23.6	3.98	241	121	0.016	0.03	2.28	0.08
23.10.2023	7500	39	17.4	3.64	242	121	0.012	0.03	2.24	0.06
18.11.2023	4300	23	13.4	3.56	245	123	0.009	0.02	2.23	0.04
19.12.2023	4300	21	13.8	3.99	255	128	0.006	0.02	2.19	0.04
07.01.2024	4300	39	12	5.34	257	129	0.004	0.02	2.22	0.03
02.02.2024	4600	39	13	6.53	261	131	0.005	0.02	2.27	0.03
05.03.2024	1100	4	13.6	1.34	202	101	0.007	0.02	2.34	0.04
05.04.2024	4000	9	15	1.48	268	134	0.008	0.03	2.56	0.05
25.05.2024	3000	23	26	5.41	233	117	0.009	0.04	2.63	0.05
21.06.2024	6400	9	28.6	3.31	233	117	0.014	0.05	2.74	0.09
26.07.2024	7500	9	27	6.69	246	123	0.015	0.05	2.82	0.09
20.08.2024	7000	14	27.6	7.89	240	120	0.018	0.05	3.1	0.08
27.09.2024	7500	28	23.8	3.86	244	122	0.016	0.04	2.27	0.08
26.10.2024	4300	28	17.2	3.61	246	123	0.013	0.03	2.24	0.07
22.11.2024	3900	23	13.2	3.48	254	127	0.011	0.03	2.22	0.07
16.12.2024	3900	28	12.4	4.36	266	133	0.009	0.02	2.21	0.05
24.01.2025	2800	28	11.9	5.21	268	134	0.008	0.02	2.24	0.03
21.02.2025	4600	39	13.1	6.75	255	128	0.006	0.02	2.27	0.03
20.03.2025	1400	20	13.7	2.99	222	111	0.008	0.02	2.32	0.04
25.04.2025	2800	15	15.4	2.99	286	143	0.012	0.04	2.49	0.06
24.05.2025	2800	23	26.3	3.44	254	127	0.015	0.04	2.55	0.06
24.06.2025	6400	20	27.6	3.45	252	126	0.015	0.05	2.63	0.08
25.07.2025	7500	15	27.8	7.73	264	132	0.014	0.05	2.78	0.07
25.08.2025	7000	15	27.3	7.81	264	132	0.017	0.05	3.4	0.07
20.09.2025	700	14	23.3	3.99	252	126	0.017	0.04	3.2	0.05

S8-Lumi Buna Impjanti	Kf	EI	Temp	Turbiditeti	EC	TDS	Nitrite	amonium	nitrate	fosfate
23.06.2023	2400	0	28.6	1.22	209	105	0.011	0.06	1.45	0.15
26.07.2023	150	23	28.9	1.45	205	103	0.011	0.06	1.45	0.15
25.08.2023	460	9	27	1.68	217	109	0.011	0.06	1.45	0.15
29.09.2023	43	3	25.5	2.02	231	116	0.011	0.06	1.45	0.15
23.10.2023	43	7	18.1	1.99	222	111	0.011	0.06	1.45	0.15
18.11.2023	43	7	13.5	1.69	203	102	0.006	0.02	1.26	0.09
19.12.2023	43	7	13.7	1.5	219	110	0.006	0.02	1.26	0.09
07.01.2024	110	9	12.2	1.46	229	115	0.006	0.02	1.26	0.09
02.02.2024	110	9	12.6	1.57	224	112	0.006	0.02	1.26	0.09
05.03.2024	240	0	12	1.34	216	108	0.007	0.02	1.23	0.78
05.04.2024	23	0	22.5	0.83	270	135	0.007	0.02	1.19	0.78
25.05.2024	43	0	29.3	1.49	215	108	0.007	0.02	1.14	0.78
21.06.2024	93	0	30	7.62	219	110	0.011	0.06	1.22	0.16
26.07.2024	1100	4	27	3.96	216	108	0.011	0.06	1.22	0.16
20.08.2024	460	4	28	2.07	218	109	0.011	0.06	1.29	0.16
27.09.2024	240	11	25.2	2.14	226	113	0.012	0.06	1.32	0.17
26.10.2024	43	11	18.3	2.14	226	113	0.012	0.05	1.29	0.14
22.11.2024	300	14	13.4	3.39	212	106	0.007	0.03	1.26	0.12
16.12.2024	460	20	12.7	3.01	224	112	0.008	0.02	1.23	0.12
24.01.2025	110	14	12.3	1.32	236	118	0.007	0.02	1.21	0.017
21.02.2025	110	14	12.7	1.75	232	116	0.006	0.02	1.24	0.22
20.03.2025	900	9	12.9	1.31	230	115	0.007	0.02	1.26	0.43
25.04.2025	300	14	22.5	2.45	276	138	0.007	0.03	1.26	0.41
24.05.2025	300	15	28.3	1.32	234	117	0.008	0.04	1.25	0.54
24.06.2025	1100	9	29.1	5.64	222	111	0.012	0.06	1.27	0.57
25.07.2025	1100	15	29.4	4.24	232	116	0.015	0.06	1.23	0.46
25.08.2025	1100	15	28.6	4.01	224	112	0.015	0.06	1.22	0.39
20.09.2025	300	4	25.1	3.45	222	111	0.011	0.05	1.19	0.31

S9-Liqeni-Shiroke	Kf	EI	Temp	Turbiditeti	EC	TDS	Nitrite	amonium	nitrate	fosfate
23.06.2023	210	3	29	1.12	208	104	0.017	0.02	0.99	0.08
26.07.2023	2400	7	30.1	1.08	203	102	0.012	0.02	1.2	0.09
25.08.2023	1100	9	32	1.33	201	101	0.012	0.02	1.41	0.09
29.09.2023	2800	23	23.5	2.04	236	118	0.009	0.02	1.31	0.07
23.10.2023	1100	9	19	2.1	223	112	0.007	0.02	1.12	0.07
18.11.2023	460	9	15	1.2	210	105	0.007	0.02	1.11	0.06
19.12.2023	460	9	15.8	1.1	222	111	0.006	0.02	1.04	0.06
07.01.2024	240	9	14.3	0.81	231	116	0.008	0.02	1.07	0.05
02.02.2024	2400	9	14.6	0.97	235	118	0.009	0.02	1.08	0.04
05.03.2024	240	15	13	0.42	222	111	0.01	0.02	1.09	0.06
05.04.2024	43	7	23	0.74	252	126	0.009	0.02	1.12	0.07
25.05.2024	460	4	29.6	1.33	212	106	0.012	0.02	1.14	0.07
21.06.2024	460	0	32	0.99	204	102	0.031	0.02	1.17	0.09
26.07.2024	3900	0	29.3	9.57	220	110	0.035	0.06	1.21	0.09
20.08.2024	4000	4	30.6	3.65	213	106	0.026	0.06	1.23	0.08
27.09.2024	2300	23	22.9	2.18	236	118	0.015	0.04	1.27	0.06
26.10.2024	1100	20	18.9	2.07	226	113	0.012	0.03	1.22	0.05
22.11.2024	460	14	15.9	2.8	214	107	0.011	0	1.19	0.06
16.12.2024	460	20	12.8	3.11	210	105	0.012	0.02	1.15	0.04
24.01.2025	240	14	13.5	0.65	228	114	0.009	0.01	1.11	0.04
21.02.2025	1100	14	13.9	1.21	234	117	0.007	0.01	1.13	0.04
20.03.2025	900	14	13.2	1.23	244	122	0.008	0.01	1.17	0.06
25.04.2025	240	14	22.9	1.51	266	133	0.011	0	1.19	0.08
24.05.2025	300	14	28.6	1.22	232	116	0.014	0.02	1.23	0.08
24.06.2025	1100	9	30.4	2.2	212	106	0.019	0.03	1.26	0.09
25.07.2025	2800	9	30.3	9.57	232	116	0.022	0.04	1.28	0.11
25.08.2025	2800	11	30.7	4.56	222	111	0.015	0.05	1.25	0.09
20.09.2025	1500	4	24.8	3.41	218	109	0.012	0.04	1.17	0.07

S10-Liqeni-Shiroke Q	Kf	EI	Temp	Turbiditeti	EC	TDS	Nitrite	amonium	nitrate	fosfate
23.06.2023	2800	7	30	1.17	206	103	0.008	0.03	1.21	0.12
26.07.2023	3000	3	30.9	1.16	201	101	0.008	0.03	1.21	0.12
25.08.2023	3900	14	32	2.46	204	102	0.008	0.03	1.21	0.12
29.09.2023	4300	9	24.5	3.65	249	125	0.008	0.03	1.21	0.12
23.10.2023	3900	9	19.6	3.4	235	118	0.008	0.03	1.21	0.12
18.11.2023	2800	4	15.6	3.3	231	116	0.005	0.02	1.22	0.1
19.12.2023	2800	4	13.7	3.01	213	116	0.005	0.02	1.22	0.1
07.01.2024	2800	4	12.6	2.01	233	117	0.005	0.02	1.22	0.1
02.02.2024	2300	4	13	2.04	239	120	0.005	0.02	1.22	0.1
05.03.2024	460	4	14.5	0.93	218	109	0.007	0.02	1.22	0.11
05.04.2024	1100	9	22.5	0.87	266	133	0.007	0.02	1.22	0.11
25.05.2024	2400	23	30	2.31	222	111	0.007	0.02	1.22	0.11
21.06.2024	3000	4	32	1.63	209	105	0.022	0.04	1.24	0.19
26.07.2024	3900	23	33.5	3.47	217	109	0.022	0.04	1.24	0.19
20.08.2024	3000	23	31.5	4.93	211	106	0.025	0.04	1.24	0.19
27.09.2024	3300	20	25.1	3.46	238	119	0.021	0.04	1.31	0.19
26.10.2024	2100	15	19.1	3.46	230	115	0.009	0.03	1.28	0.16
22.11.2024	2000	15	15.7	3.1	228	114	0.005	0.02	1.28	0.12
16.12.2024	1100	20	12.7	3.22	212	106	0.004	0.02	1.27	0.11
24.01.2025	1500	14	12.9	2.87	230	115	0.005	0.01	1.26	0.11
21.02.2025	1400	14	13.5	2.45	224	112	0.005	0.01	1.26	0.11
20.03.2025	1000	11	13.5	1.98	232	116	0.007	0.02	1.24	0.14
25.04.2025	700	15	22.6	2.65	268	134	0.007	0.03	1.27	0.14
24.05.2025	2800	23	29.3	2.59	228	114	0.008	0.03	1.31	0.16
24.06.2025	3900	21	30.5	2.1	210	105	0.021	0.04	1.34	0.23
25.07.2025	6400	23	31.5	7.77	228	114	0.022	0.05	1.39	0.21
25.08.2025	7500	15	30.5	4.75	226	113	0.025	0.05	1.37	0.17
20.09.2025	4300	23	24.6	3.58	216	108	0.022	0.03	1.36	0.14

S11-Liqeni-ShirokeBlu Notte	Kf	EI	Temp	pH	Turbiditeti	EC	TDS	Nitrite	amonium	nitrate	fosfate
23.06.2023	23	0	29	7.6	0.8	216	108	0.01	0.01	1.71	0.14
26.07.2023	23	0	30.8	7.26	1.9	212	106	0.01	0.02	1.93	0.13
25.08.2023	120	3	32	7.48	1.7	216	103	0.01	0.01	1.42	0.13
29.09.2023	1100	7	25.2	7.46	2.3	226	113	0.01	0.02	1.28	0.11
23.10.2023	1100	7	19.2	7.45	2.9	223	111.5	0.01	0.02	1.23	0.11
18.11.2023	460	7	15.2	7.32	2	230	115	0.01	0.01	1.22	0.07
19.12.2023	240	7	14.8	7.17	2.6	240	120	0.01	0.02	1.22	0.07
07.01.2024	43	9	13.5	7.27	2.9	242	121	0	0.02	1.11	0.06
02.02.2024	23	9	14	8.26	3	150	75	0	0.02	1.15	0.09
05.03.2024	23	0	14.5	8.61	1.1	216	108	0	0.01	1.15	0.12
05.04.2024	43	0	21.6	8.01	0.9	262	131	0.01	0.02	1.17	0.15
25.05.2024	460	23	30	8.13	3.5	215	107.5	0.01	0.02	1.19	0.17
21.06.2024	460	0	32	7.83	4.5	203	101.5	0.01	0.03	1.24	0.17
26.07.2024	240	9	30.5	8.23	6.2	220	110	0.01	0.04	1.25	0.21
20.08.2024	460	9	31.4	8.2	7.1	212	106	0.02	0.02	1.22	0.19
27.09.2024	900	15	24.7	8.13	2.3	232	116	0	0.02	1.22	0.16
26.10.2024	700	15	19.2	8.19	2.7	232	116	0.01	0.02	1.17	0.16
22.11.2024	460	15	15.4	8.24	2	228	114	0.01	0.02	1.14	0.14
16.12.2024	240	20	12.7	8.11	2.6	222	111	0.01	0.02	1.13	0.14
24.01.2025	28	14	12.7	8.12	2.8	230	115	0	0.01	1.13	0.12
21.02.2025	120	14	13.1	8.14	2.4	222	111	0	0.01	1.15	0.13
20.03.2025	39	9	13.2	8.12	1.6	230	115	0	0.02	1.22	0.15
25.04.2025	120	14	21.9	8.06	2	268	134	0.01	0.02	1.24	0.16
24.05.2025	400	23	29.2	8.09	2.3	224	112	0.01	0.01	1.26	0.21
24.06.2025	460	21	30.4	8.15	2.2	210	105	0.01	0.02	1.32	0.26
25.07.2025	700	14	31.5	8.14	5.3	228	114	0.01	0.02	1.34	0.23
25.08.2025	1100	9	30.4	8.21	5	224	112	0.02	0.04	1.29	0.17
20.09.2025	700	9	25.1	7.1	3.1	222	111	0.02	0.05	1.24	0.13

S12-Lumi Buna-Ura e Bunës	Kf	EI	Temp	Turbiditeti	EC	TDS	Nitrite	amonium	nitrate	fosfate
23.06.2023	7500	43	26.3	1.65	228	114	0.008	0.61	3.39	3.47
26.07.2023	6400	43	27.6	5.2	224	112	0.008	0.64	3.43	3.44
25.08.2023	7000	43	27.8	4.25	221	111	0.007	0.74	3.54	3.37
29.09.2023	6400	23	26.6	5.36	372	186	0.007	0.82	3.47	3.31
23.10.2023	6400	43	18	5.28	360	180	0.008	0.79	3.41	3.28
18.11.2023	3900	43	16	5.3	355	118	0.008	0.85	3.34	3.05
19.12.2023	2800	43	15.2	5.42	354	177	0.022	0.92	3.27	2.91
07.01.2024	4000	93	16.4	5.23	361	181	0.049	0.97	3.14	2.83
02.02.2024	3000	150	16.6	6.03	364	182	0.037	0.92	3.16	3.16
05.03.2024	3900	93	13.6	1.85	368	184	0.043	0.98	3.22	3.27
05.04.2024	460	39	24.5	3.01	308	154	0.055	1.81	3.26	3.31
25.05.2024	90	23	21	3.42	241	121	0.058	1.88	3.29	3.37
21.06.2024	1100	9	26.5	4.24	224	112	0.058	1.89	3.41	3.45
26.07.2024	75	150	28.5	8.72	229	115	0.032	1.82	3.52	3.56
20.08.2024	1100	43	27.6	7.98	225	113	0.019	1.78	3.64	3.19
27.09.2024	7500	43	27.2	4.98	368	184	0.019	1.75	3.47	3.26
26.10.2024	6400	64	17.8	6.12	362	181	0.009	0.96	3.36	3.28
22.11.2024	4300	64	15.8	6.22	366	183	0.009	1.03	3.28	3.14
16.12.2024	3900	64	14.2	6.02	362	181	0.011	1.03	3.22	2.87
24.01.2025	2800	93	14.4	5.84	368	184	0.021	0.97	3.17	2.88
21.02.2025	2900	150	14.8	6.31	364	182	0.025	1.17	3.21	3.11
20.03.2025	3900	93	13.8	5.66	370	185	0.036	1.56	3.34	3.29
25.04.2025	2300	64	23.4	5.06	322	161	0.045	1.83	3.37	3.35
24.05.2025	3900	64	26.3	5.34	258	129	0.049	1.97	3.44	3.39
24.06.2025	6400	39	27.3	5.81	248	124	0.058	1.99	3.53	3.47
25.07.2025	7500	150	28.2	9.02	260	130	0.055	1.88	3.67	3.53
25.08.2025	7500	120	27.7	7.11	250	125	0.021	1.88	3.62	3.46
20.09.2025	6400	43	24.3	6.78	248	124	0.022	1.86	3.54	3.28

ANEKS II

Të dhënat epidemiologjike të marra nga Instituti i Shëndetit Publik Shkodër gjatë periudhës 2023-2024

Viti	**Muaji**	Totali i analizave	Analizat pozitive	Analizat negative	E. coli	Shigella flexneri	Salmonella typhimurium
2023	Janar	110	66	44	57	6	6
2023	Shkurt	122	38	84	34	1	3
2023	Mars	71	36	35	35	0	1
2023	Prill	70	37	33	37	0	0
2023	Maj	93	63	30	54	0	7
2023	Qershor	90	58	32	54	0	2
2023	Korrik	120	34	86	26	0	8
2023	Gusht	101	38	63	37	0	1
2023	Shtator	142	53	89	49	0	4
2023	Tetor	131	63	68	58	0	5
2023	Nëntor	93	43	50	35	2	6
2023	Dhjetorë	92	34	58	31	0	3
2024	Janar	77	40	37	33	0	7
2024	Shkurt	106	52	54	46	0	4
2024	Mars	113	58	55	53	0	5
2024	Prill	81	53	28	49	0	4
2024	Maj	93	43	50	40	0	3
2024	Qershor	68	36	32	36	0	0
2024	Korrik	64	47	17	43	0	4
2024	Gusht	92	52	40	48	0	4
2024	Shtator	136	65	71	60	0	5
2024	Tetor	151	78	73	62	4	12
2024	Nëntor	102	41	61	39	0	2
2024	Dhjetorë	80	48	32	44	1	3