

KREU II: ÇËSHTJE TEORIKE MBI UJËRAT NATYRORE

2.1. Ndikimi i njeriut në ujërat natyrore

Deri në periudhën para-industriale të shekullit të XIX-të, ndotja e ujit ka qënë kryesisht problem jo shqetësues, e shkaktuar nga ndotje të vogla, kryesisht nga shkarkime të lëngëshme. Shumica e mbetjeve ishin me origjinë shtazore ose nga njerëzit, dhe ndonjëherë nga përbërës të tjerë organikë ose jo-organikë nga industria (Stanners *et* Bourdeau, 1995). Në zonat pak të populluara, pa sisteme kanalizimesh, këto probleme, edhe sot kapërcehen lehtë nëpërmjet **aftësisë vetëpastruese natyrore** të lumenjve.

Zhvillimi industrial dhe qytetërimi modern pas shek. XIX–XX-të çoi në formimin e zonave të mëdha të banuara, me industri dhe bujqësi të zhvilluar intensive. Kjo shkaktoi shtimin e shkarkimeve ujore pa ndonjë trajtim paraprak, tej mundësisë vetëpastruese të ujërave. Për këtë, në mbarë botën sot shëndeti i njeriut dhe zhvillimi i tij janë gjithnjë e më tepër të shqetësuar nga cilësia jo e mirë ose mungesa e ujërave. Përmbytjet nga lumenjtë, më të theksuara vitet e fundit po shkaktojnë shpesh probleme të rënda; gjithashtu, shkatërrimi i habitateve ujore nga sistemimi i papërshtatshëm, si dhe digat mbi lumenj po çojnë në varfërim të botës bimore dhe shtazore.

Nga ana tjetër, me industrializimin dhe rritjen e popullsisë rritet edhe kërkesa për ujë të një cilësie të mirë. Krahas përdorimit urban dhe industrial kërkesa për ujë po rritet në drejtim të higjenës personale, vaditjes në bujqësi, përdorimit në blegtori, energjetikë, për ftohje në termoenergjetikë dhe industri, si dhe për peshkim, lundrim etj. (Stanners *et* Bourdeau, 1995). Të gjitha këto ndikojnë në cilësinë e ujërave. Krahas rritjes së përdorimit, shumë ujëra po i nënshtrohen ndotjes në rritje prej **shkarkimeve të përqendruara** të papërpunuara urbane dhe industriale, dhe prej derdhjeve aksidentale. Krahas tyre, ndikim të madh luajnë dhe **ndotjet e shpërndara** bujqësore dhe ato të shpëlarjes së tokës dhe ajrit, prej përdorimit të tepruar të plehrave dhe pesticideve.

2.2. Pellgu ujëmbledhës dhe vetëpastrimi i ujërave

Sipas Stanners *et* Bourdeau (1995) rrjedhjet e lumenjve përbëjnë burimet kryesore të ujërave të ëmbla. Është e qartë se të gjithë këta ndikohen shumë prej pellgut ujëmbledhës, klimës, shkëmbit amnor dhe tipit të tokës. Kjo e fundit ndikon në përmbajtjen e lëndëve minerale në ujëra. Aktiviteti i njeriut në këto sisteme ndikon në shumë mënyra, si p.sh. me anë të pyllëzimeve ose shpyllëzimeve, urbanizimit, zhvillimit bujqësor, sistemit të tokës, shkarkimit të ndotësve, sistemit të rrjedhjes etj. Theksojmë se liqenet, ujëmbledhësit dhe ligatinat gjatë rrjedhjes së lumenjve zbusin luhatjet e prurjeve dhe ndihmojnë në grumbullimin e lëndëve të transportuara prej tyre; për këtë, është e kuptueshme se cilësia e ujërave gjatë rrjedhës është pasqyrim i qartë i pellgut ujëmbledhës. Nga ana tjetër, kanalizimi i lumenjve ul dukshëm aftësinë e tyre vetëpastruese.

Burimi kryesor i ndotësve të mjediseve ujore janë lëndët organike që shkarkohen nga aktivitetet e mësipërme. Shpërbërja e këtyre lëndëve bëhet nga mikroorganizma që popullojnë sipërfaqet e sedimenteve dhe të bimësisë së zhytur (perifiton) në lumenjtë e vegjël, dhe që plluskojnë (plankton) në kolonën e ujit në lumenjtë e thellë. Meqë ky proces harxhon energji, ndotje të rënda çojnë në çoksigenim të shpejtë të ujërave të lumit.

Lëndët organike në ujëra vijnë nga shkarkimet urbane dhe industriale. Gjatë rrjedhjes, menjëherë pas shkarkimit, kalbëzimi i lëndës organike ul sasinë e oksigjenit dhe shkaktan çlirimin e amoniumit, i cili edhe pse vetë nuk është helmues, në varësi të pH dhe temperaturës kthehet në amoniak, i cili është helmues për gjallesat e ujërave. Më tej përqendrimi i lëndëve organike ulet prej hollimit dhe kalbëzimit të vazhdueshëm. Në një farë largësie nga burimi i shkarkimit bëhet oksidimi i amoniumit në nitrat; oksigjeni në ujë rritet nga oksigjeni sipërfaqësor; lëndët organike, oksigjeni dhe amoniumi, arrijnë ngadalë vlerat e rrjedhjes para shkarkimit. Një ecuri e tillë në lumenj quhet **vetëpastrim**. Aftësia vetëpastruese varet nga sasia e ndotjes dhe nga prurjet dhe tipi i shtratit të lumit.

Në kushte natyrore, lëndët organike vijnë në ujëra nga erozioni i tokës dhe biomasa e vdekur e bimëve dhe kafshëve; këto nuk janë të tretëshme dhe kanë shpërbërje të ngadaltë. Në të kundërt, lëndët organike prej aktivitetit të njeriut janë të tretëshme, të shpërndara uniformisht dhe shumë të kalbëzueshme, duke shkaktuar harxhim të menjëhershëm të oksigjenit në ujë. Me rritjen e dendësisë së banorëve në pellgun ujëmbledhës rritet dhe sasia e lëndëve organike në ujëra si dhe ulet sasia e oksigjenit. Kërkesa biologjike për oksigjen (BOD) është më e ulët se 2 mg/l O₂ në basene me më pak se 15 banorë/km², dhe i kalon 5 mg/l O₂ në basene me më shumë se 100 banorë/km² (Stanners *et Bourdeau*, 1995).

2.3. Eutrofikimi natyror dhe kulturor

Rreshjet që bien mbi sipërfaqen e tokës tresin mineralet gjatë depërtimit në tokë. Në zonat e virgjëra përbërja kimike e ujërave varet kryesisht nga dheu i tokës dhe shkëmbi amnor poshtë saj, duke bërë që niveli i ushqyesve të jetë i ulët. Vendbanimet dhe shpyllëzimet shoqëruese, zhvillimi bujqësor dhe urbanizimi e nxisin shumë shplarjen e lëndëve dhe ushqyesëve në lumenj dhe liqene. Një gjë e tillë nxit rritjen e fitoplanktonit, bimëve të tjera ujore dhe me radhë të organizmave të sipërm të zinxhirit ujqor ushqyes, ky proces njihet me emrin **'eutrofikim kulturor'**. Rritja e biomasës dhe dukuritë shoqëruese të eutrofikimit janë më të zakonshme në liqene dhe zonat bregdetare pranë grykë-derdhjeve të lumenjve. Fosfori dhe azoti janë ushqyes që nxitin këtë prodhim të lartë biologjik (Hallegraeff *et al.*, 1995; Stanners *et Bourdeau*, 1995).

Pasojat ekologjike të eutrofikimit kulturor, të shkaktuar prej sasive të larta të ushqyesve mund të provokojnë ndryshimin e strukturës biologjike, ku mbizotëruet bëhet fitoplanktoni, ujërat bëhen të turbullta, algat blu të gjelbra zhvillohen shumë duke shkaktuar formimin e shkumave dhe helmeve të fuqishme për kafshët dhe njeriun. Kalbëzimi i fitoplanktonit në fund shkakton uljen e oksigjenit në vlera të papranueshme për botën e gjallë. Nivelet e ulëta të oksigjenit shpejtojnë dhe çlirimin e fosforit prej sedimenteve, duke nxitur më tej prodhimin e

fitoplanktonit, duke ndikuar në uljen e vlerave përdoruese dhe estetike të ujërave.

Në basene me aktivitet njerëzor të pakët vlerat e fosforit në ujëra janë përgjithësisht më të ulëta se 25 µg P/l, kurse vlera më të larta se 50 µg P/l tregojnë për ndikim të njeriut, p.sh. shkarkim ujërash të zeza ose shpëlarje bujqësore (Stanners *et Bourdeau*, 1995). Kur ujërat marrin shkarkime urbane ose shkarkime nga fermat e kafshëve shtëpiake vlerat e amoniumit rriten dhe ato të oksigjenit ulen; në ujërat e ndotur rëndë vlerat e amoniumit mund të rritet nga 1 deri 5 µg N/l, i cili kur kthehet në amoniak mund të shkaktojë ngordhje peshqish dhe kafshësh të tjera ujore.

Aktiviteti i njeriut shkakton edhe rritjen e përmbajtjes së lëndëve kimike në mjediset ujore, sidomos të metaleve të rënda dhe të mikrondotësave organikë (pesticideve, poliklor-difenilet, lëndët organike të kloruara, hidrokarburet aromatike policiklike, etj.), me anë të shkarkimeve të ngurta, të lëngëta dhe të gazta, urbane, industriale, bujqësore dhe minerare. Të gjitha paraqesin rrezik për ekosistemet ujore dhe për vetë njeriun. Ujërat siperfaqësore të ndotura nga shkarkime fekale të njerëzve dhe kafshëve mund të transportojnë shumë patogjenë, si baktere dhe viruse, më e theksuar në zonat me popullsi të dendur, sidomos pranë qyteteve të mëdha.

2.4. Vlerësimi i cilësisë së ujërave

Meqë ndotja ka si ndikim fiziko-kimik ashtu dhe biologjik, cilësia e ujit mund të përcaktohet në mënyra të ndryshme fiziko-kimike dhe biologjike. Vlerësimi i cilësisë së mjedisve ujore tradicionalisht është mbështetur në matjet e përqëndrimeve të lëndëve inorganike dhe organike (Bratli, 2000; John, 2002). Sa më e lartë të jetë sasia e lëndëve organike në ujëra aq më i ulët është përqëndrimi i oksigjenit dhe aq më i lartë është përqëndrimi i amoniumit.

Kohët e fundit janë quajtur të rëndësishme vlerësimet biomonitoreuese, si studimi i popullatave bentonike: fito- dhe zoobentosit. Gjallesat ujore janë mjaft të ndjeshme ndaj ndryshimeve të

rastit që ndodhin në mjedis, sado të vogla qofshin; ato pasqyrojnë mirë dhe në kohën e duhur çdo luhatje nga kushtet normale natyrore. Në biomonitorimin e ujërave sipërfaqësore janë duke u përdorur gjerësisht treguesit që rrjedhin nga përbërja llojore e diatomeve (grup algash mikroskopike silicore); nëpërmjet këtyre treguesve bëhet vlerësimi i cilësisë së ujërave me një vlerë biologjike kuptimplote (Hürlimann & Schanz, 1988; 1993; Niederhauser, 1993; John, 2002; Passy & Bode, 2004).

Vlerësimi i metaleve të rënda në sedimente ose gjallesa (alga, bimë dhe kafshë të tjera) është, gjithashtu, i rëndësishëm për përcaktimin e gjendjes mjedisore të ujërave (Simola, 2000; Bratli, 2000; Whitton, 2002). Grumbullimi i metaleve nga gjallesat ujore është hallkë mjaft e rëndësishme për përcaktimin e ndotjes afatmesme. Ajo ka të bëjë me pohimin se sedimentet dhe ndotësit e tij janë në bashkëveprim të vazhdueshëm me fazën ujore dhe organizmat e gjalla që jetojnë në to. Kjo do të thotë se dhe vetë sedimenti ose uji kthehen në burim ndotjesh. Pra monitorimi i metaleve të rënda në sedimente shërben për të vlerësuar nivelin e ndotjes në mjediset ujore natyrore; sedimentet kanë veprim të dyfishtë: ato shërbejnë si rezervuar i lëndëve ndotëse dhe njëkohësisht si burim potencial i kalimit në tretësirë të lëndëve ndotëse, në varësi të kushteve të mjedisit.

2.5. Kritere të vlerësimit kimik

Vlerësimi i cilësisë së ujërave të lumenjve dhe krahasimi i niveleve të parametrave kimikë me normat paraqet vështirësi. Në vendin tonë ende nuk ka norma për vetitë e ujërave sipërfaqësore. Megjithatë, janë ende në fuqi disa norma për shkarkimet e ujërave industriale, sipas Urdhërit të Ministrit të Industrisë dhe Minierave, Nr. 506/29, dt. 16.10.1974, të paraqitur në tabelën 2-1.

Në këtë studim, për vlerësimin e cilësisë së ujërave të lumenjve kemi përdorur dy burime: (i) Direktivën e Komisionit Europian CEE/CEEA/CE 78/659 për cilësinë e ujërave të ëmbla për rritjen e peshqve (BMZ, 1995) të cilat janë përmbledhur në tabelën 2-2; (ii) kritere të cilësisë mjedisore të Institutit për Studimet e Ujërave të

Norvegjisë dhe të Autoritetit të Kontrollit të Ndotjeve të Norvegjisë të vitit 1997 (Bratli, 2000), të përmbledhura në tabelën 2-3.

Tabela 2-1: Normativat për ujërat e shkarkimit, sipas urdhërit të Ministrit të Industrisë dhe Minierave, Nr. 506/29, dt. 16.10.1974/Normes of industrial wastewater after the decision of the Minister of Industry and Mining, Nr. 506/29, dt. 16.10.1974.

Emri i lëndës	Normativat (mg/l)	Emri i lëndës	Normativat (mg/l)
Amoniaku	5	Nitratet	500
Arseniku	0.1	Sulfatet	500
Cianuret	0.01	Sulfuret	1
Fenolet	0.05	Zhiva	0.01
Formaldehidi	2	pH	6.5 – 8.5
Hekuri	5	NKO (Nevoja Kimike për Oksigjen)	50
Kloruret	500	NBO ₅ (Nevoja Biologjike për Oksigjen)	15
Klori i lirë	0.2	Oksidueshmëria	10
Lëndët pezull	10	Ngjyra	Pa ngjyrë
Nafta	5	Temperatura (°C)	30

Duke u mbështetur në parametrat fiziko-kimikë, mund të bëhet vlerësimi i përgjithshëm i cilësisë së ujërave (Bratli, 2000), duke përdorur formulën 2.1:

$$Klasa \text{ Mesatare} = \frac{\sum \text{Klasa e parametrin}_i}{\text{Numri i parametrave}} \quad (2.1)$$

2.5.1. Klasifikimi sipas normave të Bashkimit Evropian

Në normat e Bashkimit Europian ‘Quality of freshwaters supporting fish life’ (*Ec Desig: 78/659, dt. 18.07.78; BMZ, 1995; tabela 2-2*) vendosen dy kufij, që quhen: niveli i detyrueshëm (*mandatory*) dhe niveli i rekomanduar (*guide*). Ato janë dhënë për dy klasa të cilësisë së ujërave: ujëra për rritjen e peshqve *Salmonidae* (familja e troftave) dhe ujëra për rritjen e peshqve *Ciprinidae* (familja e krapit). Qëllimi i kësaj direktive është mbrojtja dhe përmirësimi i cilësisë së ujërave të rrjedhshme ose jo të rrjedhshme, për të ndihmuar zhvillimin normal të peshqve. Në këtë direktivë jepen edhe tipet e metodave të matjeve dhe të analizave kimike si dhe frekuencat minimale të matjeve dhe të marrjes së mostrave për çdo parametër (nuk janë paraqitur në tabelën 2-3).

Tabela 2-2: Cilësia e ujërave natyrore për të lejuar rritjen e peshqve/Quality of fresh waters supporting fish life (Ec Desig: 78/659, dt. 18.07.78; BMZ, 1995)

Parametri	Ujëra salmonide		Ujëra ciprinide		Metoda e analizës	Shpeshitia e matjes
	Niveli i detyrueshëm	Niveli i rekomanduar	Niveli i detyrueshëm	Niveli i rekomanduar		
Temperatura (°C)	1) Temperatura e matur në kufirin e përzjerjes të një rrjedhje termike nuk duhet të rriti temperaturën me					
	1,5°C		3°C			
	2) Shkarkimet termike nuk duhet të shkaktojnë rritje të temperaturës në kufirin e përzjerjes mbi					
	21.5°C		28°C			
Oksigjeni i tretur (mg/L)	50% > 9	50% > 9 100% > 7	50% > 7	50% > 8 100% > 5	Metoda Winkler ose elektrokimike	Të paktën një mostër në muaj
pH	6 - 9		6 - 9		Elektrometri	
Lëndët pezull (TSS, mg/l)	<50	< 25	<50	< 25	Filtrim 0,45 µm	Përqendrimi mesatar
BOD ₅		< 3		< 6		
Fosfatet (PO ₄ mg/l)	0.2		0.4		Spektrofotometria e Absorbimit Molekular	Vlera kufi për të zvogëluar eutrofikimin
Nitrite (mg/l NO ₂)		<0.01		<0,03	Spektrofotometria e Absorbimit Molekular	
Ammoniumi total (mg/l NH ₄)	< 1	< 0.04	< 1	< 0.2	Spektrofotometria e Absorbimit Molekular	Një herë në muaj
NH ₃ (mg/L)	< 0.025	< 0.005	< 0.025	< 0.005		
Cl ₂ mbetës (mg/L)	< 0.005		< 0.005			
Zinku total (mg/l Zn)	< 0.3		< 1.0		Spektrometri e Absorbimit Atomik	Një herë në muaj. Fortësia e ujit 100 mg/l CaCO ₃
Bakër i tretur (mg/l Cu)		<0.04		<0.04	Spektrometri e Absorbimit Atomik	Një herë në muaj. Fortësia e ujit 100 mg/l CaCO ₃

36

Kreu II: Çështje teroike mbi ujërat natyrore - ndikimi i njeriut, monitorimi kimik dhe biologjik

Tabela 2-3: Klasifikimi i cilësisë së ujërave të ëmbëla natyrorë në lidhje me parametrat e përgjithshëm (Me italiane janë dhënë parametrat më kryesorë sipas Institutit për Studimet e Ujërave të Norvegjisë – NIVA) /Classification of the quality status for general parameters of fresh waters (Bratli, 2000)

Kategoria	Parametri	Klasa e cilësisë mjedisore				
		I	II	III	IV	V
		sh. i mirë	i mirë	mesatar	i keq	Sh. i keq
Ushqyesit	P total (µg/L)	< 7	7-11	11-20	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
	Prodhimi 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
Lëndët organike	TOC (mgC/L)	< 2.5	2.5-3.5	3.5-6.5	6.5-15	> 15
	Ngjyra (mg Pt /L)	< 15	15-25	25-40	40-80	> 80
	Oksigjeni (mg /L)	> 9	6.4-9	4-6.4	2-4	< 2
	Oksigjeni (%)	> 80	50-80	30-50	15-30	< 15
	Disku Secci (m)	> 6	4-6	2-4	1-2	< 1
	COD _{Mn} (mg O ₂ /L)	< 2.5	2.5-3.5	3.5-6.5	6.5-15	> 15
	Fe (µg/L)	< 50	50-100	100-300	300-600	> 600
	Mn (µg/L)	< 20	20-50	50-100	100-150	> 150
Lëndët acide	Alkaliniteti (mmol/L)	> 0.2	0.05-0.2	0.01-0.05	< 0.01	0.00
	pH	> 6.5	6.0-6.5	5.5-6.0	5.0-5.5	< 5.0
Grimcat e ngurta	Turbullia (FTU)	< 0.5	0.5-1	1-2	2-5	> 5
	Lëndët pezull (mg/L)	< 1.5	1.5-3	3-5	5-10	> 10
	Disku Secci (m)	> 6	4-6	2-4	1-2	< 1
Bakteret fekale	Baktere koliform (nr. për 100 ml)	> 5	5-50	50-200	200-1000	> 1000

Tabela 2-4: Klasifikimi i gjendjes cilësore të ujërave natyrore të ëmbëla në lidhje me metalet e rëndë në ujëra, sedimente dhe peshq/Classification of the quality status for micropollutants in water, sediments and fishes (according Norwegian Institute for Water Research - NIVA) (Bratli, 2000)

Tipi i mostrës	Metali	Klasa e cilësisë mjedisore				
		I	II	III	IV	V
		Lehtësisht i ndotur	Mesatarisht i ndotur	Ndotje e theksuar	Ndotje e rëndë	Ndotje tepër e rëndë
Ujëra (në µg/L)	Bakër	< 0.6	0.6-1.5	1.5-3	3-6	> 6
	Zink	< 5	5-20	20-50	50-100	> 100
	Kadmium	< 0.04	0.04-0.1	0.1-0.2	0.2-0.4	> 0.4
	Plumb	< 0.5	0.5-1.2	1.2-2.5	2.5-5	> 5
	Nikel	< 0.5	0.5-2.5	2.5-5	5-10	> 10
	Krom	< 0.2	0.2-2.5	2.5-10	10-50	> 50
	Merkur	< 0.002	0.002-0.005	0.005-0.01	0.01-0.02	> 0.02
Sedimente (në mg/kg peshë të thatë)	Bakër	< 30	30-150	150-600	600-1800	> 1800
	Zink	< 150	150-750	750-3000	3000-9000	> 9000
	Kadmium	< 0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-20	> 20
	Plumb	< 50	50-250	250-1000	1000-3000	> 3000
	Nikel	< 50	50-250	250-1000	1000-3000	> 3000
	Arsenik	< 5	5-25	25-100	100-200	> 200
	Merkur	< 0.15	0.15-0.6	0.6-1.5	1.5-3	> 3
Peshk (në mg/kg peshë të freskët)	Merkur	< 0.2	0.2-0.5	0.5-1	1-2	> 2

2.5.2. Klasifikimi sipas sitemit norvegjez

Klasifikimi norvegjez (Bratli, 2000) mund të konsiderohet më i plotë, për më tepër ai është i vetmi që merr në konsideratë nivelet e shumë metaleve të rënda në ujëra dhe sedimente (tab. 2-4). Sipas këtij klasifikimi, parametrat e cilësisë së ujërave të ëmbëla mund të ndahen në dy grupe: në grupin e parë bëjnë pjesë ushqyesit, lëndët organike, përbërsit acidë, grimcat e ngurta dhe bakteriet fekale në ujëra, dhe në grupin e dytë - metalet e rënda në nivelet mikro- në ujë, sedimente dhe peshq. Klasifikimi i gjendjes cilësore të ujërave për të dy grupet e parametrave është bërë në 5 klasa cilësie. Në tabelat 2-3 dhe 2-4 janë paraqitur nivelet për secilën klasë.

Vlerat e parametrave për klasat e ndryshme të cilësisë janë vendosur duke u mbështetur në: (i) informacionin statistikor për vlerat e këtyre parametrave në ujërat e lumenjve dhe liqeneve, dhe (ii) vlerësimet mbi ndikimet e këtyre parametrave në ekologjinë e sistemit ujor. Në këtë mënyrë, për metalet e rënda, ujërat që klasifikohen në klasën e parë dhe të dytë i takojnë niveleve të sfondit natyror (tab. 2-4), ndërsa kufijtë për klasat më të larta janë përcaktuar duke u mbështetur në vlerësimin e ndikimeve të tilla si rreziku që ata paraqesin, vlerat ku mund të gjenden dhe shpejtësia e ndryshimeve të këtyre vlerave etj.

2.6. Ndikimi i sedimenteve në cilësinë e ujërave

Sedimentet ujore përbëjnë fazën e ngurtë në fundet e ekosistemeve ujore. Ato përbëhen nga përzierje lëndësh të ardhura në rrugë të ndryshme nga erozioni i shkëmbinjve dhe tokave, ujërat e zeza, grimcat e ngurta që vijnë me rreshjet atmosferike etj. Lëndët kimike në sedimente janë në bashkëveprim të vazhdueshëm me fazën ujore dhe organizmat e gjalla që jetojnë në to. Si të tillë, në varësi të kushteve mjedisore, sedimentet ndikojnë në pasurimin e ujërave me lëndë kimike. Për këtë, ndotjes së mjedisit nga metalet e rënda po i kushtohet vëmendje gjithnjë më e madhe, si p.sh. grumbullimi në sedimente, grumbullimi prej bimëve, lëvizja në drejtim të ujërave sipërfaqësore, nëntokësore, detare etj.

Përqendrimi i metaleve në sedimente varet në mënyrë të konsiderueshme nga burimet e ndotjes, por ajo kushtëzohet dhe nga kushtet klimatike, të tilla si drejtimi i erës dhe shpërndarja e rreshjeve. Në përgjithësi, ajo zvogëlohet në varësi të rritjes së largësisë nga burimi ndotës. Për rrjedhojë, përqendrimet pranë burimit janë më të larta. Sasia e përgjithshme e metaleve të rënda në sedimente, mund të përdoret për të përcaktuar shkallën e ekspozimit të tyre ndaj ndotjes; megjithatë, ajo nuk është në varësi të drejtë me sasinë e metaleve të rënda të tretura në ujëra.

Shkarkimi i mbetjeve urbane dhe industriale në ujërat e lumenjve, shkakton ndër të tjera edhe rritje të rëndësishme të ndotjes me metale të rënda. Kjo del qartë në pah nga krahasimi i vlerave në zonat ku ka pasur shkarkime teknologjike, me vlerat përkatëse në shkëmbinj natyrorë, kripëra ose sedimente të zonave të pastra. Ndikimi antropogjenik është i ndjeshëm sidomos për metale të tillë, si Pb, Hg, Cd, Zn dhe Cu, shumica e të cilëve kanë veti helmuese.

Përmbajtja e përgjithshme e metaleve të rënda në sedimente jep informacion të vlefshëm jo vetëm për nivelin e përgjithshëm të ndotjes në ujëra, por, gjithashtu, ndihmon në përcaktimin e burimit ndotës. Vlerësimi i kalimit të gjurmëve të metaleve të rënda nga sedimenti në ujë ka rëndësi të veçantë për vlerësimin e gjendjes së ekosistemit ujor. Kalimi varet nga format e veçanta të lidhjes së metaleve të rënda në sediment. Përcaktimi i gjurmëve të metaleve, mbështetur në metodika ekstraktuese të njëpasnjëshme me tretësira të ndryshme ndihmon në njohjen e shpërndarjes dhe transportit të mundshëm të metaleve të rënda në ujëra dhe në gjallesat që jetojnë në ta. Shpesh këto metodika ndryshojnë shumë nga njëra - tjetra dhe përfundimet e tyre janë të pakrahasueshme me njëra tjetrën. Për të harmonizuar skemat e ekstraktimit të njëpasnjëshëm, nga Bashkimit Evropian është dhënë një skemë standarte, e përdorur që nga viti 1993 jo vetëm për tipe të ndryshme të sedimenteve, por dhe për tokat e ndotura si dhe për shkarkimet e ujërave të zeza.

Nga literatura (Quevauviller *et al.*, 1992; 1994; Fernandez *et al.*, 2000) është parë se sjellja e metaleve të rënda në lidhje me shkallën e ekstraktimit në stadi të ndryshme, varet shumë nga natyra e elementit,

mënyra e lidhjes së tij në sediment dhe pH-i i ujit në kontakt me të. Kadmiumi ndodhet kryesisht i lidhur me karbonate ose në gjendje të jono-këmbyeshme, ndërsa plumbi ndodhet kryesisht i lidhur me oksidet e hekurit dhe manganit. Kromi dhe nikeli janë praktikisht pak të tretshëm, ndërsa bakri dhe zinku paraqesin një sjellje të ndërmjetme. Nga ana tjetër, pH-i ka rëndësi të veçantë në vetitë ndotëse të metaleve; në përgjithësi metalet egzistojnë si forma kationike të lira në pH acid, por shpesh ata precipitojnë në formë hidroksidesh ose oksidesh në mjedis alkaline, në pH mbi 7. Në ujërat neutralë (me $\text{pH} \cong 7$) mbizotërojnë kryesisht komplekset e akua-mono-karbonateve pa ngarkesë të Cu (II) dhe Zn (II) që mund të jenë më shumë helmues se jonet akua-metalikë të pranishëm.

2.7. Njohuri mbi algat mikroskopike

Algat përbëjnë një grup të rëndësishëm të bimëve, përmasat e të cilave luhaten nga ato me diametër më pak se 1 μm deri në forma makroskopike, që në ujërat e qeta mund të arrijnë gjatësinë deri në 30 m (**algat makrofitë**). **Mikroalgat** ose **algat mikroskopike** janë grup heterogjen, arbitrar, ku përfshihen të gjithë organizmat bimore njëqelizorë ose kolonialë që popullojnë pjesën e ndriçueshme të mjediseve ujorë të kapur në fund mbi substrate të ndryshme (**fitobentos**) ose duke qëndruar pezull në ujë (**fitoplankton**). Studimi dhe njohja e tyre mund të bëhet vetëm me ndihmën e mikroskopit optik ose elektronik. Në këtë kategori ka shumë grupe por më të rëndësishmet nga ana llojore dhe ekologjike janë diatometë (*Bacillariophyceae*), peridinetë (*Dinophyceae*), kokolitoforidet (*Chrysophyceae*), klorofitet (*Chlorophyceae*) dhe algat blu të gjelbërta (*Cyanophyceae*). Këto organizma janë prodhuesit parësorë dhe përbëjnë nivelin e parë ushqes në gjithë mjediset ujorë. (Van den Huek *et al.*, 1995)

Algat fitoplanktonike ndahet në: **mikroplankton** me përmasa 50-1000 μm , **nanoplankton** (2-50 μm) dhe **pikoplankton** (0.2-2 μm) (Van den Huek *et al.*, 1995). Zhvillimi i vrullshëm i algave planktonike deri në 1 milion qeliza/litër, i mirënjohur si lulëzim algash (*algal blooms*), është i dobishëm për akuakulturën. Megjithatë, lulëzimet e algave mund

të kenë përgjithësisht ndikim negativ në mjediset ujore duke shkaktuar humbje në peshkim, turizëm dhe duke dëmtuar shëndetin e njeriut. Rreth 300 lloje algash shkaktajnë ngjyrimet e ujit (*red tides*), kurse rreth 40 lloje prodhojnë helme që nëpërmjet moluskëve dhe peshqve mund të kalojnë edhe tek njeriu (Hallegraeff *et al.* 1995).

Meqë diatometë janë objekt i këtij studimi më poshtë po japim të dhëna më të hollësishme.

2.7.1. Tiparet kryesore të diatomeve

Diatometë (*Bacillariophyta*) janë alga, mikroskopike, njëqelizore ose koloniale. Përmasat e tyre luhaten nga disa μm në më shumë se 500 μm . Ato janë shfaqur në Juras, rreth 200 milionë vjet më parë. Numri i specieve të njohura deri tani është afërsisht 11'000 (Van den Huek *et al.*, 1995). Ato kanë ngjyrë të murrme, sepse *klorofila* e gjelbër mbulohet nga pigmenti ndihmës *fukoksantinë*. Diatometë përmbajnë, gjithashtu, *klorofilë c*, *karotinë*, *diatoksantinë* etj. Lënda rezervë kryesore është polisaharidi *krizolaminarinë*. Qelizat vegetative nuk kanë kamxhik, por ato mund të bashkohen me anë të një lënde jargore në koloni.

Diatometë kanë nevojë për dritë dhe lagështi; ato pushtojnë mjediset të ndryshme uji (ujë të ëmbël, të kripur, të rrjedhshëm, të ndenjtur) dhe tokën e lagur. Disa lloje formojnë koloni në forma të ndryshme: vargu (*Centriksae*), shiriti (*Fragilaria*) ose ylli (*Asterionella*). Speciet e tjera me qeliza të lira janë përshtatur lëvizjeve të vetëvetishme (*Navicula*, *Nitzschia*), duke lehtësuar gjithashtu kolonizimin e substrateve të reja (Prygiel *et al.*, 1999).

Diatometë rrethohen nga një veshje silicore e quajtur *frustul*, e cila në specie të ndryshme ka trajta të ndryshme dhe është e paisur me zburime karakteristike të veçanta. Frustula përbëhet nga **dy kapakë**: e poshtmeja që quhet *hipotekë* dhe e sipërmeja që mbulon si kapak të poshtmen quhet *epitekë*. Në faqen ballore të kapakëve të diatomeve penate dallohet një e çarë gjatësore që quhet *rafe* dhe **tre brimëza**: **dy skajore** dhe **një qendrore**. Zburimet e dy kapakëve karakterizohen

nga prania e kanaleve, kreshtave, çarjeve, poreve etj. (Xhulaj *et* Kashta, 1996). Të gjitha së bashku këto struktura ndihmojnë në përcaktimin e specieve.

Tek diatometë dallohen dy rende: Centriket (*Centricales*), me qeliza në trajtë rrethore, eliptike ose të çrregullta, me zburime rrethore ose rrezore të kapakëve. Janë pa rafe, pra të palëvizshme, dhe shpesh plluskojnë pasivisht në fitoplanktonin e mjediseve të thella. Penatet (*Pennales*), me simetri dyanësore, me zburime simetrike të kapakëve ndaj një plani gjatësor, me ose pa rafe. Janë organizma që jetojnë në fitobentos të ujërave të ëmbla dhe detare, mbi bimë ujore ose gjallesa të tjera (perifiton) dhe në tokë të lagët (Xhulaj *et* Kashta, 1996).

Ashtu si edhe shumë bimë të tjera, edhe tek diatometë njihen dy tipe riprodhimi: seksual dhe vegjetativ. Riprodhimi vegjetativ kryhet me ndarje të thjeshtë, kur në çastin që formohen dy qeliza, ku çdo njëra nga qelizat bija mban një kapak të qelizës mëmë dhe sekreton një të dytë më të vogël se i pari. Riprodhimi seksual kryhet në ato raste kur me ndarje të njëpasnjëshme aseksuale është cënuar masa e qelizës, duke çuar në përmasa shumë të vogla të kapakëve. Riprodhimi seksual lejon të rikthejë edhe përmasat normale të qelizave (Van den Huek *et al.*, 1995).

Përhapja e diatomeve është e lidhur ngushtë me temperaturën, intensitetin e dritës, karakteristikat fiziko-kimike ujore dhe me ndryshimet stinore. Për nga mënyra e jetesës diatometë mund të jenë planktonike dhe bentonike. Diatometë planktonike jetojnë të lira në ujë. Ato janë përfaqësuese të centriqeve të vetmuara (*Stephanodiscus*, *Cyclotella*, *Thalassiosira*) ose të bashkuara në zinxhir (*Aulacoseira*, *Skeletonema*). Ndërmjet disa formave pendore të fitoplanktonit gjenden koloni si shirita (*Fragilaria*) ose si yje (*Asterionella*, *Nitzschia*) (Van den Huek *et al.*, 1995).

Diatometë tipike planktonike (pa rafe) shpesh mungojnë në pjesën e sipërme të rrjedhës së lumenjve ose prania e tyre është e lidhur shpesh me ujëra të tjera që vijnë nga pellgjet e vendosur sipër rrjedhjes së lumit. Ato bëhen mbizotëruese në lumenjtë e thellë, me rrjedhje të

ngadalshme dhe në kanale. Ndërsa diatometë bentonike jetojnë në fundin e ndriçuar të mjediseve të ujore dhe janë përgjithësisht të lëvizshme (me rafe). Si të tilla mund të përmendim përfaqësues të gjinive *Navicula*, *Nitzschia*, *Fragilaria* etj. (Xhulaj *et* Kashta, 1996).

2.8. Vlerësimi i mjediseve ujore mbështetur tek algat

Algat mikroskopike mund të përdoren për vlerësimin e gjendjes ushqyese dhe cilësisë së ujërave (Fott, 1971; Sladacek, 1986; Kelly & Whitton, 1995; John, 2002). Përbërja llojore e mikroalgave në lumenj varet nga kushtet hidrologjike dhe klimatike. Zelinka & Marvan (1961) përpunuar një formulë të përdorur gjerësisht më pas, të përdorur edhe prej nesh në këtë studim, për klasifikimin biologjik të cilësisë së ujërave të rrjedhshme. Mbështetur tek kjo formulë, me ndryshime dhe saktësime të vlerave ekologjike të llojeve, sidomos diatomeve, janë përpunuar tregues ushqyes për vlerësimin dhe klasifikimin e cilësisë së ujërave sipërfaqësore, si p.sh. në Zvicër (Hürlimann, 1993; Hürlimann & Schanz, 1988; 1993; Niederhauser, 1993; etj.), në Austri (Rott & Whitton, 1995; Rott *et al.*, 1997; 1999 etj.), në Gjermani (Hoffmann, 1994; Werum, 2001 etj.), në Francë (Pryegel *et al.*, 1999; 2002 etj.). Sladacek (1986), duke u nisur nga diatometë, përpunon treguesin e saprobisë për vlerësimin e ndotjes organike. Treguesi ushqyes i diatomeve, TDI, duke përdorur përqindjet relative të llojeve dhe gjinive të diatomeve, është përpunuar nga Kelly & Whitton (1995) për vlerësimin e eutrofikimit. Një tjetër tregues i ri, modeli i afinitetit të diatomeve (DMA) është përpunuar kohët e fundit nga Passy & Bode (2004).

Më poshtë do të flasim më hollësisht për disa tregues të zakonshëm, të cilët marrin në konsideratë si përbërjen cilësore ashtu dhe atë sasiore të mikroalgave.

2.8.1. Treguesi ushqyes i diatomeve

Ky tregues llogaritet me anë të formulës së mëposhtme (Zelinka & Marvan, 1961):

$$TI_{DIA} = \frac{\sum_{i=1}^n TW_i G_i p_i}{\sum_{i=1}^n G_i p_i} \quad (2.2)$$

Ku: TI_{DIA} është treguesi ushqyes i diatomeve, TW_i është vlera përkatëse ushqyese (saprobike) e species i (ndryshon nga 1-5), G_i është pesha treguese që ka çdo lloj përcaktuar nga shpeshia e shpërndarjs në mjedis të ndryshme (ndryshon nga 1-3), p_i është frekuenca sasiore relative e species i (në %), n është numri i përgjithshëm i llojeve të numëruara.

Tabela 2-5: Lidhja midis treguesit ushqyes, klasave të ndryshme dhe përqendrimit të fosforit (sipas Rott et al., 1999)/Relation between trophic index, different trophic classes and phosphor concentration (after Rott et al., 1999)

Value of trophic index/Vlera e treguesit ushqyes	Trophy Classes/ Klasat ushqyese	Total phosphor concentration (mg/l)	
		Yearly mean/mesatarja vjetore	Extreme value/vlera ekstreme
<= 1.0	<i>ultraoligotroph</i>	< 0.005	< 0.010
1.1 -1.3	<i>oligotroph</i>	< 0.010	< 0.020
1.4 - 1.5	<i>oligo-mesotroph</i>	0.010 - 0.020	< 0.050
1.6 - 1.8	<i>mesotroph</i>	< 0.030	< 0.100
1.9 - 2.2	<i>meso-eutroph</i>	0.030 - 0.050	< 0.150
2.3 - 2.6	<i>eutroph</i>	0.030 - 0.100	< 0.250
2.7 - 3.1	<i>eu-polytroph</i>	> 0.100	> 0.650
3.2 - 3.4	<i>polytroph</i>	0.250 - 0.650	> 0.650
> 3.4	<i>poly-hypertroph</i>	> 0.650	> 0.650

Mbështetur në vlerat e treguesit ushqyes gjendja ushqyese e mjedisit ujon ndahet në shtatë nivele (Rott et al., 1999), të cilët luhaten nga një mjedis me pak ushqyes në një mjedis me sasi të larta të lëndëve ushqyese. Këto shkallë janë vendosur duke patur parasysh vlerat e fosfateve, si faktor nga më të rëndësishmit (faktor kufizues) në përcaktimin e gjendjes ushqyese të një mjedisi, të dhëna në tabelën 2-5. Ato janë përdorur edhe në vlerësimet e kryera prej nesh në lumenjtë shqiptarë.

2.8.2. Treguesi i ndryshueshmërisë

Ky tregues mer parasysh numrin e specieve të gjetura dhe sasinë përkatëse (frekuencën). Vlerat e larta i korrespondojnë shumëllojshmërisë së lartë dhe pak a shumë barazpeshës sasiore të llojeve. Kjo është karakteristikë për mjediset oligotrofe. Kurse vlera të vogla të këtij treguesi tregojnë jo vetëm numër të kufizuar llojesh por edhe mbizotërim sasior të një ose pak llojeve në strukturën e një popullate të caktuar në studim, që është karakteristikë për mjediset eutrofe. Treguesi i ndryshueshmërisë, H' (Shannon & Weaver, 1949) llogaritet sipas formulës 2.3:

$$H' = -\sum_{i=1}^n p_i \log_2 p_i \quad (2.3)$$

Ku: H' , është treguesi i ndryshueshmërisë dhe p_i , tregon frekuencën e sasisë së secilit lloj ndaj gjithë popullatës. Ky tregues është llogaritur edhe gjatë studimit tonë.

2.8.3. Treguesi i dominancës

Treguesi i dominancës [D %] (Mc Naughton, 1967) llogaritet përqindjen që zënë dy speciet më të bollshme në krahasim me sasinë e përgjithshme të numëruar. Sa më i madh të jetë ky tregues aq më kritike është gjendja e mjedisit. Vlera të ulëta tregojnë për barazpeshë të më shumë se dy llojeve në popullatë, pra për kushte më pak të ashpra. Ky është pak a shumë i kundërt me atë të ndryshueshmërisë, por më i thjeshtë për tu llogaritur.

2.8.4. Treguesi i diatomeve

Treguesi i diatomeve [Q_{Di}] (Thunmark 1945; Nygaard, 1949) merr në shqyrtim raportin e numrit të llojeve të diatomeve centrike me ato penate. Në këtë mënyrë për vlera më të vogla se 0,2 mjedisi është oligotrof ose lehtësisht eutrof, për vlerat 0,2-3 mjedisi është fortësisht eutrof dhe për vlerat 4-6 mjedisi është politrof.

2.8.5. Sistemi saprobik

Sipas sistemit saprobik (Kolkwitz, 1950; Fott, 1971), duke u nisur nga përbërja e algave që zhvillohen në to ujërat vlerësohen në 5 zona:

- Zona *katarobe*, përmban organizma të ujërave shumë të pastër.
- Zona *oligosaprobe*, përmban organizma të ujërave të pastër.
- Zona *β -mezosaprobe*, përmban organizma të ujërave me pastërti mesatare.
- Zona *α -mezosaprobe*, përmban organizma të ujërave të ndotura.
- Zona *polisaprobe*, përmban organizma të ujërave tepër të ndotura.

2.8.6. Sistemi halobik

Sistemi halobik (Hustedt, 1953) i ndan diatometë në katër klasa sipas përqindjes së kripësisë së mjediseve ujore,: **polihalobe**: >30 % kripë; **mezohalobe**: 20-30% kripë; **α -mezohalobe**: 10% kripë; **oligohalobe halofile** (në ujëra të njelmëta); **indiferente** (lehtësisht të njelmëta); **halofobe ekskluzive** (të ujërave të ëmbla).

2.8.7. Treguesi i gjendjes trofike

Treguesi i gjendjes trofike (Carlson, 1977) përdoret për të llogaritur gjendjen ushqyese të një liqeni (TSI- *Trophic State Index*) ku merren në konsideratë: % e P total, tejpamja me diskun Secchi dhe vlerat e klorofilës a (Carlson, 1977). Në varësi të këtyre vlerave që ndryshojnë nga 0-100 TSI mund të jetë: 0 – 40 për mjediset ujore oligotrofe; 40 – 60 për mjediset mezotrofe; 60 – 100 për mjediset eutrofe.

2.9. Monitorimi i ndotjes nëpërmjet algave

Sistemi tretësirë ujore - tokë - bimë është i hapur ndaj ndotësve të ndryshëm, si mbetjet metalike, pesticidet, plehrat etj. Një pjesë e metaleve të rënda janë të tretshëm në ujë, për pasojë ata mund të thithen nga bimët, ndërsa pjesa tjetër mbetet në tokë, duke kaluar në shtresat e saj.

Në organizmat e gjalla egzistojnë rreth 20-30 elementë, si Li, Ru, Ce, Ar, Au, Be, Sr, Ba, Cd, Hg, B, Al, Pb, Ti, Zr, As, Sb, Bi, Te, Ni etj., që janë të domosdoshëm dhe që ndikojnë në proceset jetike. Ndikimi i disa elementëve në organizëm nuk është akoma i qartë; kurse disa elementë të tjerë, si Cd, Pb, Hg, në përgjithësi metalet e rënda, kanë veti helmuese, sidomos kur janë me tepricë; si të tillë, këta elementë tolerohen nga gjallesat brenda kufijve të caktuar. Në përgjithësi, teprica e elementëve të domosdoshëm shkakton helmim; ndërsa mungesa e tyre shkakton, gjithashtu, çrregullime të dukshme tek gjallesat.

Si u përmend më lart, metalet e rënda bëjnë pjesë në grupin e metaleve helmues. Si të tillë organizmat e gjalla i grumbullojnë ato në inde të ndryshme. Grumbullimi i metaleve të rënda nga gjallesat ujore është hallkë mjaft e rëndësishme për monitorimin e vlerës mesatare të ndotjes. Këta elementë të marrë nga mjedisi ujor, algat i veçojnë nga citoplazma, duke i përqendruar në vakuola (në lëngun qelizor). Kjo sasi është në përpjestim të drejtë me përmbajtjen e metaleve në gjendje të tretur në ujëra. Si e tillë, kjo gjë krijon mundësinë e monitorimit të ujërave të lumenjve apo liqeneve për një periudhë afatgjatë.