



Kjemisk prøvetaking, analyse og klassifisering av 46 vannforekomster i vannområdet Indre Oslofjord Vest - 2021

Rapport R4-2021



Utført på oppdrag for Bærum kommune / Vannområdet Indre Oslofjord Vest
Februar 2022



Tittel	Kjemisk prøvetaking, analyse og klassifisering av 46 vannforekomster i vannområdet Indre Oslofjord Vest - 2021
Forfatter	Fjeld, Eirik
Serie	Fjeld og Vann Rapport
Nr.	R4-2022
Antall sider	33 s.
Dato	8. februar 2022
ISBN	978-82-691555-4-9
Utgiver	Fjeld og Vann AS
Format	PDF
Oppdragsgiver	Bærum kommune / Vannområdet Indre Oslofjord Vest
Kort sammendrag	Det rapporteres her resultatene fra en miljøundersøkelse av 46 mindre elver og bekker i vannområdet Indre Oslofjord Vest. Sedimentprøver fra disse har blitt analysert for en rekke tungmetaller og organiske miljøgifter. I tillegg har fisk fra seks av disse lokalitetene blitt analysert for tungmetaller og PCB. Resultatene har blitt bruk til å karakterisere kjemisk tilstand i vannforekomstene i henhold til vannforskriften. Miljøkvalitetsstandardene ble overskredet i 31 av de 46 lokalitetene.
Nøkkelord	Vannforskriften; Sedimenter, Fisk; Miljøgifter; Tungmetaller
Forsidefoto	Prøvetaking ved Stabekken. Foto: Eirik Fjeld

1. Innledning	4
2. Materiale og metoder	5
2.1. Lokalteter	5
2.2. Analyseprogram	7
2.3. Statistiske analyser	8
2.4. Prøvetaking	9
2.4.1. Sedimenter	9
2.4.2. Fisk	9
3. Resultater og diskusjon	10
3.1. Vannforskriftens klassegrenser og konsentrasjoner	10
3.2. Tungmetaller i sedimenter	11
3.2.1. Konsentrasjoner og klasseinndeling	11
3.2.2. Samvariasjoner	13
3.2.3. Clusteranalyse	14
3.3. PAH i sedimenter	16
3.3.1. Konsentrasjoner og klassegrenser	16
3.3.2. Samvariasjoner	19
3.3.3. Clusteranalyse	20
3.4. PCB i sedimenter	22
3.5. Øvrige organiske miljøgifter i sedimenter	23
3.6. Fisk	24
4. Oppsummering og anbefalinger	26
5. Referanser	28
6. Vedlegg	29

1. Innledning

Bærum kommune har gitt Fjeld og Vann AS oppdraget «kjøp av bistand til å utføre kjemisk prøvetaking, analyse og klassifisering iht vannforskriften» (anskaffelsens saksnr. 21/4029).

Kommunen ønsket å samle inn prøver av sedimenter og fisk fra 46 prøvesteder i vannforekomster i Vannområde Indre Oslofjord Vest i kommunene Lier, Asker, Bærum, Oslo, Frogn og Nesodden. Prøvene skulle analyseres for et utvalg miljøgifter for karakterisering av kjemisk tilstand i henhold til vannforskriften og resultatene legges inn i databasen for vannmiljø. Resultatene skulle også rapporteres i en enkel datarapport.

Hovedmengden av prøver var fra sedimenter i bekker og små elver, men ved fem prøvesteder (5) ble det også inkludert prøver av fisk. Hovedparametre i undersøkelsen er tungmetallene kobber, arsen, bly, sink, kadmium, krom, nikkel og kvikksølv, samt PAH og PCB. I tillegg har noen av prøvene blitt analysert for et utvalg bromerte flammehemmere, klorerte parafiner og perfluoreerte forbindelser. Innsamlingen av prøvematerialet ble gjort i september 2021 av Eirik Fjeld (Fjeld og Vann AS) og Terje Bøhler (Senatur).

Analyselaboratoriet var ALS Laboratory Group Norway AS, og Mira Verås Larsen (salgs- og markedsadministrator) var her behjelpelig med å velge ut de nødvendige analysemetodene som tilfredsstiller vannforskriftens krav.

Kontaktperson hos oppdragsgiver var Ingvild Tandberg som er områdekoordinator for Vannområde Indre Oslofjord Vest.

En stor takk rettes til all involverte for et godt samarbeide.

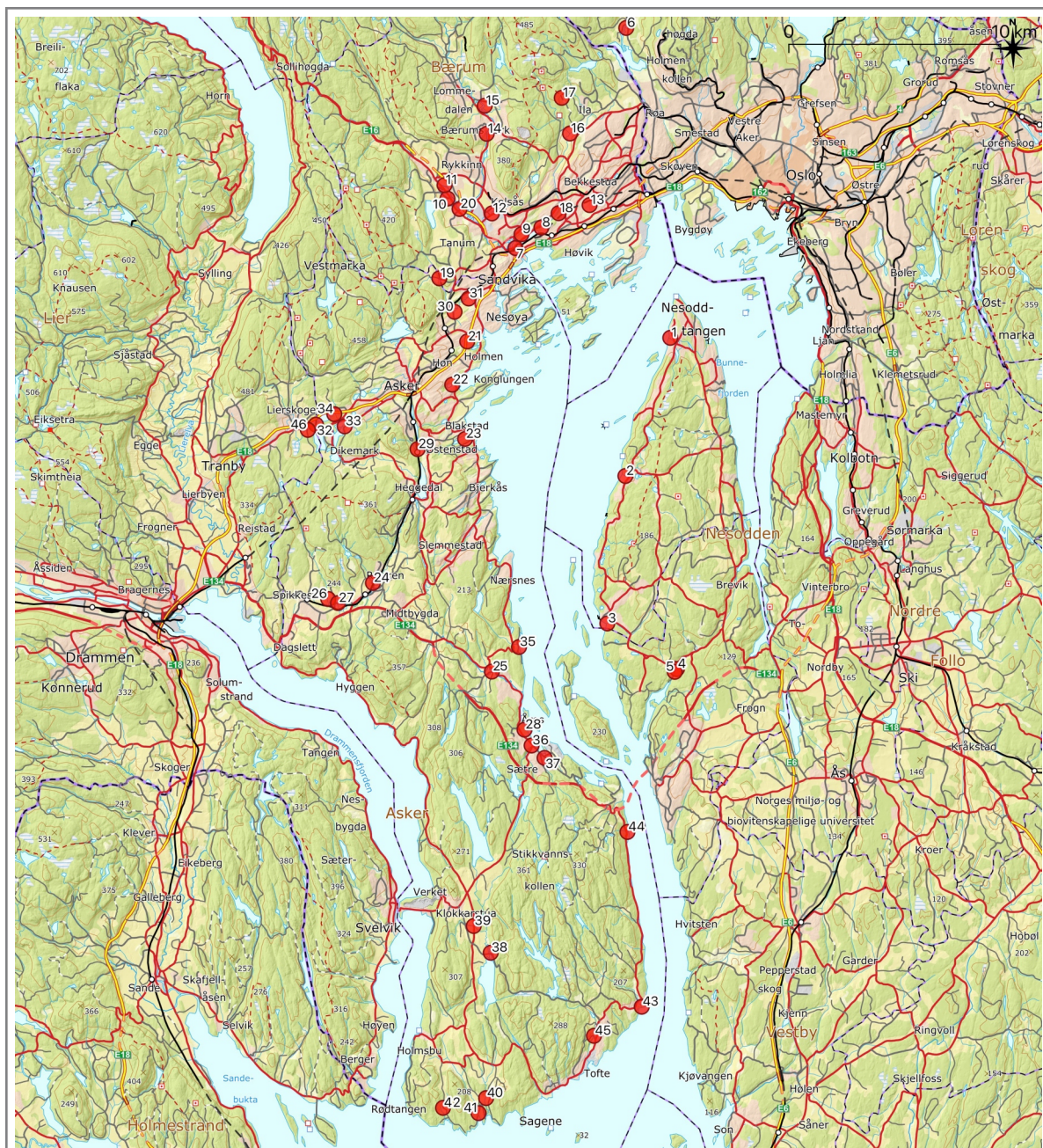
2. Materiale og metoder

2.1. Lokalteter

Det ble i september 2021 tatt prøver ved i alt 46 prøvesteder – eller vannlokaliteter som de registreres under i Miljødirektoratets database Vannmiljø. I Tabell 1 er disse listet opp sammen med koordinater og matriks analysert. Hovedmengden av lokalitetene ligger innerst eller på vestsiden av Indre Oslofjord, mens et mindre antall finnes på Nesoddllandet (Figur 1).

Tabell 1. Lokaltetsangivelser (UTM sone 33) med lokalitetskoder i databasen Vannmiljø, samt prøvenummer og matriks analysert.

Prøve nr.	Vannlokalitet kode	Vannforekomst	Navn/Beskrivelse	Kommune	UTM 33Ø	UTM 33N	Matriks
S-1	005-6116	005-39-R	Flaskebekk	Nesodden	256471	6643022	Sediment
S-2	005-3939	005-48-R	Fjellstrand, BLE1	Nesodden	253770	6636715	Sediment
S-3	005-3940	005-49-R	Fagerstrand, FAG1	Frogn	252290	6629856	Sediment
S-4	005-1064	005-57-R	Bekker til Hallangspollen	Frogn	255369	6627417	Sediment
S-5	005-1064	005-57-R	Bekker til Hallangspollen	Frogn	255257	6627291	Sediment
S-6	007-5649	007-76-R	Sørkedalselva, SØRK 2	Oslo	255725	6657784	Sediment
S-7	008-4242	008-102-R	Rønne elv	Bærum	249573	6647906	Sediment
S-8	008-6088	008-149-R	Øverlandselva, ØVE 9	Bærum	250877	6648755	Sediment
S-9	008-8883	008-106-R	Sandvikselva - tilløpsbekker	Bærum	249915	6648530	Sediment
S-10	008-8204	008-110-R	Stovibekken	Bærum	246587	6650524	Sediment
S-11	008-8205	008-111-R	Tilførselsbekker til Isielva	Bærum	246505	6651169	Sediment
S-12	008-8883	008-115-R	Dælibekken, DÆL1	Bærum	248613	6649636	Sediment
S-13	008-9815	008-12-R	Stabekken ved Skallum	Bærum	253243	6649610	Sediment
S/B-14	008-6087	008-137-R	Lomma oppstrøms Glitredammen	Bærum	248708	6653402	Sediment/Biota
S-15	008-1064	008-140-R	Lomma nedre bekkefelt	Bærum	248738	6654733	Sediment
S-16	008-9661	008-145-R	Sæternbekken	Bærum	252628	6653061	Sediment
S-17	008-8210	008-145-R	Sæternbekken	Bærum	252391	6654773	Sediment
S-18	008-6090	008-14-R	Nadderudbekken, NAD1	Bærum	251752	6649360	Sediment
S/B-19	008-3940	008-42-R	Stokkerelva, NES4	Bærum/Asker	245862	6646807	Sediment/Biota
S-20	008-1064	008-95-R	Tanumbekken	Bærum	247110	6649982	Sediment
S-21	008-4240	008-100-R	Småbekkene rundt Leangbukta	Asker	246904	6643717	Sediment
S-22	008-4240	008-100-R	Småbekkene rundt Leangbukta	Asker	246014	6641749	Sediment
S-23	009-4240	009-12-R	Småbekkene rundt Vollen og Bjerkås	Asker	246389	6639142	Sediment
S-24	009-9844	009-108-R	Hegga midtre og nedre bekkefelt	Asker	241436	6632763	Sediment
S-25	009-6162	009-133-R	Follestadbekken	Asker	246654	6628085	Sediment
S/B-26	009-2864	009-151-R	Kjoselva	Asker	239266	6632198	Sediment/Biota
S-27	009-9352	009-155-R	Hegga øvre bekkefelt	Asker	239708	6631966	Sediment
S/B-28	009-8885	009-160-R	Bestonbekken	Asker	247942	6625214	Sediment/Biota
S-29	009-6363	009-181-R	Bondivannet bekkefelt	Asker	244109	6638867	Sediment
S-30	008-4238	008-101-R	Neselva bekkefelt	Asker	246434	6645166	Sediment
S-31	008-6121	008-101-R	Neselva bekkefelt	Asker	247155	6645733	Sediment
S/B-32	009-4240	009-185-R	Padderudbekken	Asker	239434	6640452	Sediment/Biota
S-33	009-8576	009-187-R	Oppsjøbekken	Asker	240774	6640250	Sediment
S-34	009-9748	009-189-R	Padderudvannet bekkefelt	Asker	240341	6640867	Sediment
S-35	009-9844	009-191-R	Båtstøbekken	Asker	248035	6629126	Sediment
S-36	009-6007	009-196-R	Sætreelva	Asker	248207	6624439	Sediment
S-37	009-8886	009-198-R	Grytnesbekken	Asker	248765	6623800	Sediment
S-38	010-2895	010-36-R	Ustadelva	Asker	245401	6614866	Sediment
S-39	010-9844	010-44-R	Ustadelva bekkefelt	Asker	244715	6616197	Sediment
S-40	010-8203	010-51-R	Bråtenbekken	Asker	244565	6608049	Sediment
S-41	010-8203	010-53-R	Knattvollbekken	Asker	244144	6607374	Sediment
S-42	010-9844	010-55-R	Skjøttelvik bekkefelt	Asker	242496	6607773	Sediment
S-43	010-9844	010-58-R	Filtvedtelva	Asker	252275	6611683	Sediment
S-44	010-9844	010-5-R	Storsand bekkefelt	Asker	252347	6619964	Sediment
S-45	010-8555	010-26-R	Tofteelva	Asker	249904	6610518	Sediment
S-46	009-6161	009-199-R	Grobruelva	Lier	239028	6640240	Sediment



Figur 1. Kart over plasseringen av de undersøkte lokalitetene. Nummereringen er som i Tabell 1.

2.2. Analyseprogram

I Tabell 2 er analyseprogrammet med de enkelte analyttene (forbindelsene) og kvalitetskravene (EQS - Environmental Quality Standard) knyttet til disse vist. I Tabell 3 er en oppsummering av antall prøver og analyser gitt.

Tabell 2. Analyseprogram: oversikt over forbindelsene, konsentrasjonene for kvalitetstandardene (EQS), krav til analysesensitivitet (30 % EQS) og laboratoriets oppgitte kvantifiseringsgrense (LOQ).

Forbindelse	Enhet	Sediment (tørrvekt)			Biota (våttvekt)		
		EQS	30% EQS	LOQ	EQS	30% EQS	LOQ
As	mg/kg	18	5,4	0,5	0,6	0,2	0,08
Cd	mg/kg	1,5	0,5	0,1	0,2	0,1	0,005
Cr	mg/kg	112	34	0,25	3,4	1,0	0,03
Cu	mg/kg	210	63	0,2			0,1
Hg	mg/kg	0,52	0,16	0,01	0,02	0,006	0,01
Ni	mg/kg	42	13	5			0,04
Pb	mg/kg	66	20	1			0,04
Zn	mg/kg	139	42	0,4			0,2
PCB 28	µg/kg			0,1			0,2
PCB52	µg/kg			0,1			0,2
PCB 101	µg/kg			0,1			0,2
PCB 118	µg/kg			0,1			0,2
PCB 138	µg/kg			0,1			0,2
PCB 153	µg/kg			0,1			0,2
PCB 180	µg/kg			0,1			0,2
Sum PCB7*	µg/kg	4,1	1,2	0,1	0,6	0,2	0,2
Naftalen (NAP)	µg/kg	27	8,1	10			
Acenaftylen (ACNLE)	µg/kg	33	10	10			
Acenaften (ACNE)	µg/kg	96	29	10			
Fluoren (FLE)	µg/kg	150	45	10			
Fenantren (PA)	µg/kg	780	234	10			
Antracen (ANT)	µg/kg	4,8	1,4	4			
Fluoranten (FLU)	µg/kg	400	120	10			
Pyren (PYR)	µg/kg	84	25	10			
Benzo(a)antracen (BAA)	µg/kg	60	18	10			
Krysen (CHR)	µg/kg	280	84	10			
Benzo(b,j)fluoranten (BBJF)**	µg/kg	140	42	10			
Benzo(k)fluoranten (BKF)	µg/kg	135	41	10			
Benzo(a)pyren (BAP)	µg/kg	183	55	10			
Dibenzo(ah)antracen (DBAHA)	µg/kg	27	8	10			
Benzo(ghi)perylene (BGHIP)	µg/kg	84	25	10			
Indeno(1,2,3-cd)pyren (INDPYR)	µg/kg	63	19	10			
Sum PAH-16	µg/kg	2000	600	10			
PFOS	µg/kg	2,3	0,7	0,5	9,3	2,8	1,0
PFOA	µg/kg	713	214	0,5	91	27	1,0

* For ΣPCB7 kvantifiseres de enkelte kongenerene og kvantifikasjonsgrensen blir da lik som for en enkelt kongener, jfr. beregningsmetoden i vannforskriften.

** EQS-verdien refererer til isomeren benzo(b)fluoranten, men i analysene er også isomeren benzo(j)fluoranten inkludert.

Tabell 2. Analyseprogram (fortsettelse). Oversikt over forbindelsene, konsentrasjonene for kvalitetstandardene (EQS), krav til analysesensitivitet (30 % EQS) og laboratoriets oppgitte kvantifiseringsgrense (LOQ).

Forbindelse	Enhet	Sediment (tørrvekt)			Biota (våttvekt)		
		EQS	30% EQS	LOQ	EQS	30% EQS	LOQ
PBDE 28	µg/kg			0,5-50			
PBDE 47	µg/kg			0,5-50			
PBDE 99	µg/kg			0,5-50			
PBDE 100	µg/kg			0,5-50			
PBDE 153	µg/kg			0,5-50			
PBDE 154	µg/kg			0,5-50			
TetraBDE	µg/kg			0,5-50			
Penta BDE	µg/kg			0,5-50			
HeksaBDE	µg/kg			0,5-50			
HeptaBDE	µg/kg			0,5-50			
OktaBDE	µg/kg			0,5-50			
NonaBDE	µg/kg			0,5-50			
DekaBDE (PBDE 209)	µg/kg			0,5-50			
Sum PBDE*	µg/kg	310	100	0,5-50			
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	µg/kg	108	52	0,05-50			
Dekabrombifenyl (DeBB)	µg/kg			0,05-50			
Heksabromsyklododekan (HBCDD)	µg/kg	172	52	0,05-50			
SCCP (C10-C13)	µg/kg	800	240	50			
MCCP (C14-C17)	µg/kg	4600	1380	50			

* For sum PBDE (bromerte difenyletere) og dens EQS-verdi for sedimenter benyttes summen av de enkelte av kongenerene BDE-28, -47, 99, -100, 153 og -144, og kvantifikasjonsgrensen blir da lik som for hver kongener, jfr. beregningsmetoden i vannforskriften.

Tabell 3. Antall prøver analysert for de enkelte hovedgruppene av forbindelser.

Forbindelser	Sedimenter (antall prøver)	Fisk (antall prøver)
Tungmetaller: Hg, Pb, Cu, Cd, Cr, Ni, Zn, As	41	5
Polysykliske aromatiske hydrokarboner: PAH16	46	0
Polyklorerte bifenyl: PCB7	41	5
Bromerte flammehemmere: PBDE, TBBPA, HBCDD, DeBB	6	0
Perfluorerte alkylerte substanser - PFAS: PFOS, PFOA	7	0
Polyklorerte parafiner: SCCP, MCCP	6	0

2.3. Statistiske analyser

For de statistiske og numeriske analysene av data ble det benyttet statistikkprogrammet JMP v.16.1 (SAS Institute 2021).

2.4. Prøvetaking

2.4.1. Sedimenter

Det var i utgangspunktet planlagt å hente opp sedimenter med en grabb eller en kjernehenter, men det viste seg at elve- og bekkebunnen ved stasjonene var preget av så vidt mye stein og grovt materiale at det var vanskelig å benytte slike ISO-sertifiserte metoder. Vi måtte derfor hovedsakelig hente opp sedimenter med en skje eller en liten finmasket sil. Ofte måtte vi lete opp egnede sedimenter i stille partier i lokalitetene, så som mellom større steiner ved bredden eller i små bukter. Det ble hentet opp sedimenter fra det øvre 1 cm overflatesjiktet. Dette er som regel sedimenter med et noe høyere organisk innhold enn de underliggende sedimentene. Sedimentene ble overført til rene prøveglass (volum 200 ml, levert av laboratoriet), overskuddsvannet ble varsomt silt fra og glasset ble deretter lukket med et plastlokk og lagt ned i en kjølebag. Sedimentkarakteristikker som farge, lukt og tekstur ble notert i felt og prøvene ble fotografert. Prøveglassene ble holdt kaldt og mørkt fram til de ble overlevert analyselaboratoriet.

2.4.2. Fisk

Fisk ble fanget med elektrisk fiskeapparat. De ble avlivet kjøpt med et slag mot hodet, pakket inn i ren aluminiumsfolie og lagt i rene polyetylenposer beregnet på matvarer. Fra hver stasjon ble det samlet inn 10 individer av ørret. Fisken ble oppbevart i kjølebag under feltarbeidet og ble deretter frosset ned ved -20 °C fram til uttak av prøver.

Forut for prøvetaking ble fisken veid og målt, og kjønn og modningsgrad ble bestemt. Filéter av ryggmuskelen ble dissekert ut utendørs under ukontaminerte forhold. Prøvetakingsutstyret (skalpell og pinsetter) var av rustfritt stål, vasket i metanol (HPLC grade) og ionebyttet vann. En blandprøve bestående av 10 individer ble laget for hver stasjon. Prøvene ble oppbevart på rene prøveglass levert av laboratoriet og nedfrost før de ble overført til analyselaboratoriet. Innsamling og prøvetaking fulgte i store trekk Miljøprøvebankens prosedyre, MPB 2015.



Foto 1. Innsamling av fisk med elektrisk fiskeapparat.

3. Resultater og diskusjon

3.1. Vannforskriftens klassegrenser og konsentrasjoner

De enkelte analyseresultatene (konsentrasjonene) for sedimenter er gitt Tabell 1 i vedlegget, og her er også gitt vannforskriftens klassegrenser for sedimenter fra ferskvann. Ingen av prøvene nådde «Klasse V – Svært dårlig», så klassegrensene for denne er ikke gitt i tabellen. Konsentrasjoner i klasse III (Moderat) eller høyere tilfredsstiller ikke vannforskriftens krav til god kjemisk tilstand. I det følgende vil vi benytte disse klassegrensene til å karakterisere vannforekomstenes miljøtilstand.

I den reviderte veilederen for «Grenseverdier for vann, sedimenter og biota» ([Miljødirektoratet 2020](#)) skrives det følgende om klassegrensene: *Kriteriene for øvre grense for klasse II og III i klassifiserings-systemet er i samsvar med Vanndirektivets miljøkvalitetsstandarder AA-EQS og MAC-EQS. Øvre grense for klasse II tilsvarer AA-EQS, som er grenseverdien for kroniske effekter ved langtidseksponering, og øvre grense for klasse III tilsvarer MAC-EQS, som er grenseverdien for akutt toksiske effekter ved korttidseksponering. Øvre grense for klasse I representerer bakgrunnsverdier, og naturtilstanden der slike data foreligger. For de fleste av de menneskeskapte miljøgiftene og der miljøgiften ikke har en naturlig kilde er det ikke etablert øvre grense for klasse I da det mangler grunnlag for fastlegging av bakgrunnsnivå. Øvre grense for klasse IV er basert på akutt toksisitet uten sikkerhetsfaktorer og er grensen for mer omfattende akutte toksiske effekter. Alle klassegrensene utenom øvre grense for klasse I er beregnet ut fra risiko/effekt.*

Analyseresultatene for fisk har vi gitt i Tabell 2 i vedlegget, og her har vi sammenliknet konsentrasjonene for kvikksølv (Hg) og PCB med vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdier), som er grenseverdiene mellom god og dårlig tilstand. For fisk og annen biota er det ikke utviklet en tilsvarende klasseinndeling som for sedimenter.

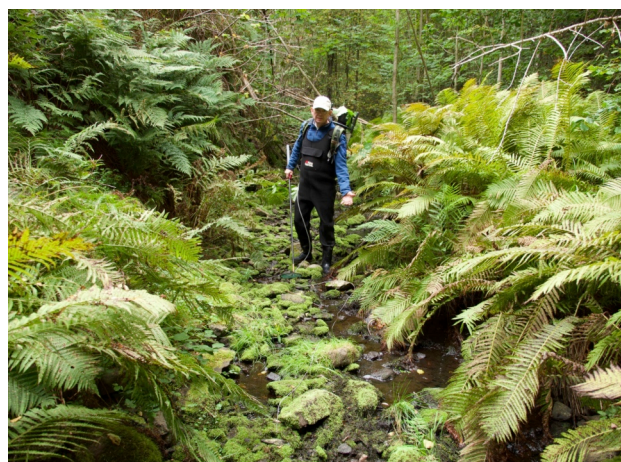


Foto 2-5. Prøvetaking av sedimenter og el-fiske.

3.2. Tungmetaller i sedimenter

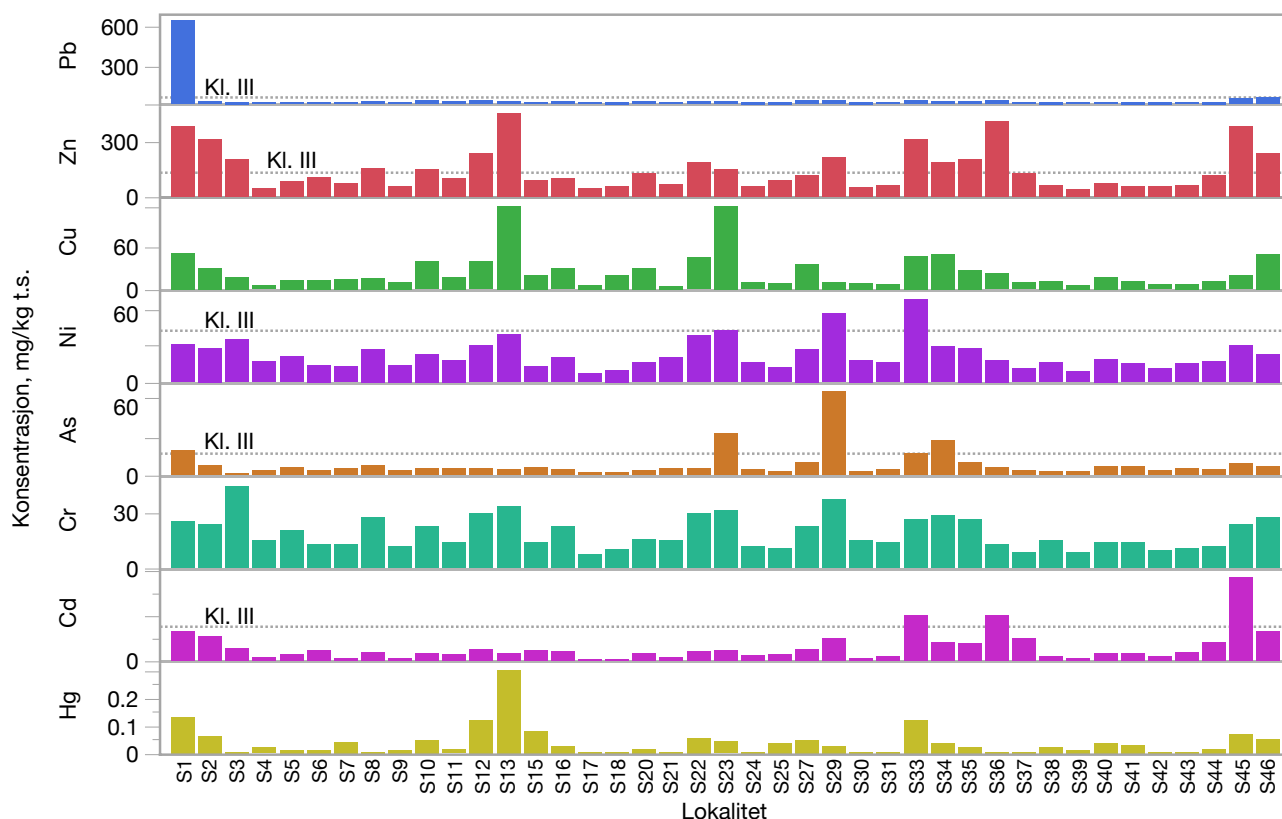
3.2.1. Konsentrasjoner og klasseinndeling

De enkelte konsentrasjonene av tungmetaller har vi framstilt i Figur 2, og her har vi også angitt nedre grenser for Klasse III (Moderat) i vannforskriften, som er grenseverdiene for akseptabel kjemisk tilstand. For metaller ble det ikke registrert høyere konsentrasjoner enn de som kvalifiserer for Klasse III. I Tabell 4 har vi gitt sentrale statistikker som gjennomsnitt og medianverdier for de enkelte metallene og nedre grense for Klasse III, mens forekomsten av de enkelte klassene for hvert metall er gitt i Tabell 5.

For sink ble det hyppig påvist overskridelser, og gjennomsnittsverdien var 152 mg/kg. Dette overskrider nedre grense for Klasse III som er 139 mg/kg. Denne grenseverdien er imidlertid forholdsvis lav sammenliknet med nivåene som ble funnet i en nasjonal innsjøundersøkelse fra 2004–2006 (Rognerud, Fjeld m.fl. 2008). I den undersøkelsen, som baserer seg på 274 innsjøer, var gjennomsnittlig konsentrasjon for sink i overflatesedimenter (øvre 0,5 cm sjikt) 126 mg/kg. I dypere lag av sedimentene, typisk 35 ± 10 cm dyp, var gjennomsnittlig konsentrasjon 108 mg/kg og grenseverdien for Klasse III ble overskredet for 20 % av prøvene (80-prosentilen). Disse dypereleggende prøvene er sannsynligvis eldre enn 250 år – og dels betydelig eldre – og er representative for nivåene før den industrielle revolusjonen. Dette illustrerer at nedre grense for Klasse III ligger nær det naturlige bakgrunnsnivået for mange innsjøsedimenter, og at relativt små utslipp derfor kan føre til overskridelser.

For bly ble det funnet en avvikende høy konsentrasjon med 650 mg/kg i prøven merket S1 (Flaskebekk). Både sammenliknet med middelverdien på 32 mg/kg og nedre grense for Klasse III på 66 mg/kg er dette en markert forhøyet verdi.

Som det framgår av Tabell 5 ble det for sink (Zn) funnet 16 prøver (39 %) med konsentrasjoner som kvalifiserte for Klasse III. For arsen (As), kadmium (Cd), nikkel (Ni) og bly (Pb) ble det også funnet konsentrasjoner i Klasse III, men i vesentlig færre tilfeller enn for sink (1–4 prøver, dvs. 2–10 %). For kobber



Figur 2. Tungmetaller i sedimenter: konsentrasjoner i de enkelte prøvene. Nedre grense for Klasse III er markert for de elementene hvor grensen er overskredet. Se Tabell 4 for tallfesting av grensene.

(Cu) og kvikksølv (Hg) var Klasse II høyeste klasse, mens det for krom (Cr) ble det ikke påvist noen nivåer høyere enn det antatte naturlige bakgrunnsnivået (Klasse I).

Blant prøvene fra de 41 lokalitetene var det 16 prøver (39 %) med tungmetallkonsentrasjoner i klasse III. (Figur 3). De med flest overskridelser (3 av 8 elementer) var prøvene S1 (Flaskebekk på Nesodden), S23 (bekk fra Østenstaddammen til Sjøvollbukta), S29 (bekk til Bondivannet ved Gullhella) og S33 (Oppsjøbekken til Svinsjøen).

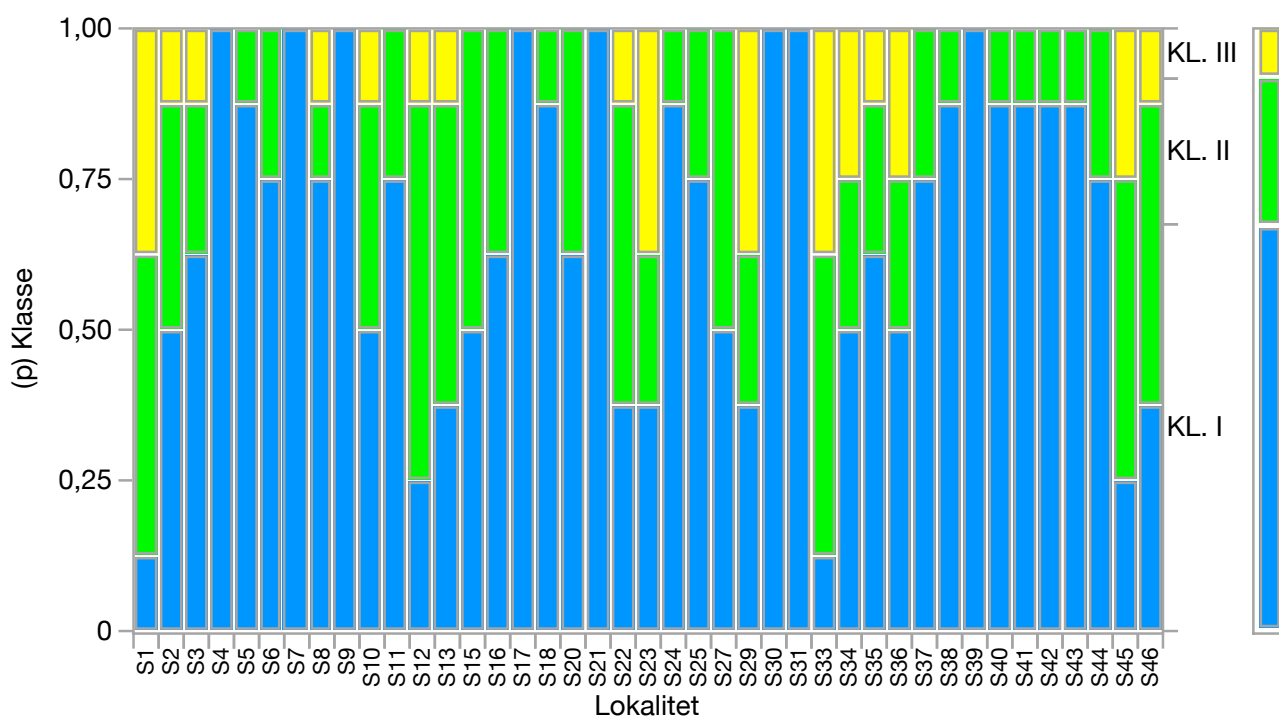
Tabell 4. Konsentrasjoner av tungmetaller i sedimenter: gjennomsnittsverdier, standard avvik (SD), median-, maksimums- og minimumsverdier (n = 41). Nedre grense for Klasse III (Moderat) i vannforskriften er også gitt

	Konsentrasjoner mg/kg t.s.							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Gjennomsnitt	8,2	0,60	19,5	25,9	0,04	23	32	152
SD	11,1	0,68	9,1	25,8	0,05	13	99	114
Median	4,9	0,36	15	18	0,02	18	14	110
Min	1,4	0,075	7,3	5,3	0,005*	6,9	4,4	42
Max	65	3,7	45	120	0,3	68	650	460
Nedre grense Kl. III	18	1,5	112	210	0,52	42	66	139

*Halve kvantifikasjonsgrensen

Tabell 5. Tungmetaller i sedimenter: forekomsten av prøver i de ulike forurensningsklassene (n = 41)

	Klasse	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Antall	KL. I	36	9	41	23	32	32	32	16
	KL. II	1	29	0	18	9	6	8	9
	KL. III	4	3	0	0	0	3	1	16
% av prøver	KL. I	87,8 %	22,0 %	100,0 %	56,1 %	78,0 %	78,0 %	78,0 %	39,0 %
	KL. II	2,4 %	70,7 %	0,0 %	43,9 %	22,0 %	14,6 %	19,5 %	22,0 %
	KL. III	9,8 %	7,3 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	7,3 %	2,4 %	39,0 %

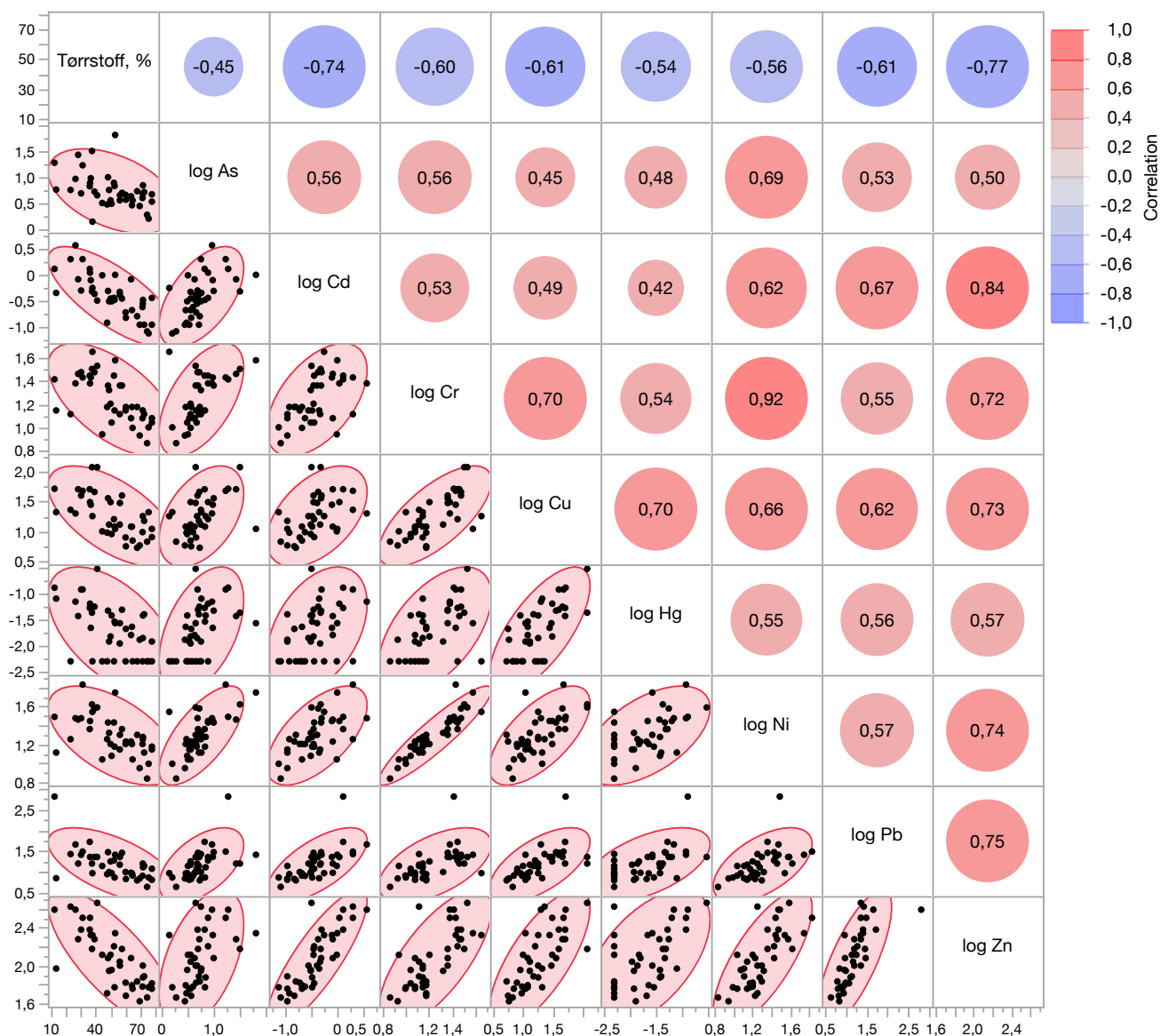


Figur 3. Tungmetaller i sedimenter: forekomsten av de ulike forurensningsklassene for de åtte metallene ved hver lokalitet.

3.2.2. Samvariasjoner

Nivåene av de enkelte tungmetallene samvarierte til dels godt, med korrelasjonsfaktorer (Pearsons r) mellom 0,42 og 0,92 for de log-transformerte konsentrasjonene (Figur 4). Høyest mellom krom og nikkel og lavest mellom kvikksølv og kadmium. Det siste kan dels skyldes at for kvikksølv hadde 12 av de 41 prøvene konsentrasjoner under kvantifikasjonsgrensen (0,01 mg/kg) og vi hadde substituert disse verdiene med halve grensen. Prøvenes andel tørrstoff var derimot negativt korrelert til metallkonsentrasjonene.

De tildels gode korrelasjonene mellom tungmetallene indikerer at konsentrasjonen influeres av noen felles prosesser. Felles kilder kan være en årsak, men et annet viktig forhold er at tungmetallene i stor grad er assosiert til organisk karbon eller humusstoffer i ferskvannssedimenter (adsorbering til leirmineraler vil også kunne påvirke også konsentrasjonene). Sedimentene består av en mineralsk fraksjon, en organisk fraksjon og vann. Det er velkjent at sedimentenes vanninnhold er knyttet opp mot sedimentenes innhold av organisk karbon (Håkansson og Jansson, 1983). Dette skyldes at matriksen av humusstoffer og delvis nedbrutt organisk materiale holder på mye vann i motsetning til mineralsk materiale.



Figur 4. Spredningsplott og korrelasjoner (Pearsons r) mellom sedimentprøvenes metallkonsentrasjoner (mg/kg, log-transformerte) og vanninnhold ($n = 41$). En bivariat konfidensellipse (90 %) er tegnet inn i spredningsplottene.

Den negative korrelasjonen mellom prøvenes andel av tørrstoff og tungmetallkonsentrasjonene viser at konsentrasjonene øker med vanninnholdet – og derved implisitt også med prøvens innhold av organisk karbon. Det ville derfor ha vært nyttig å ha et mål på prøvenes innhold av organisk materiale som en støtteparameter for tolkningen av resultatene. I bekke- og elvesystemer vil strømningsforholdene påvirke sedimentasjonen av det lette organiske materiale og det tynge mineralske materiale ulikt. Det mineralske materialet kan oppfattes som en fraksjon som vil fortynne konsentrasjonene av tungmetaller, og en økt sedimentasjon av dette i forhold til organisk materiale vil svekke «signalet» av forurensningstilførselen. En «normalisering» av konsentrasjonen ved å beregne den på basis av mengden organisk karbon i prøven (mg metall/g C), vil derfor i mange tilfeller gi et bedre bilde av forurensningsbelastningen (Rasmussen et al. 1998), eventuelt en slik normalisering etter å ha siktet de våte prøvene gjennom en 63 µm sikt for å standardisere på finfraksjonen i sedimentene (ICES 2009)

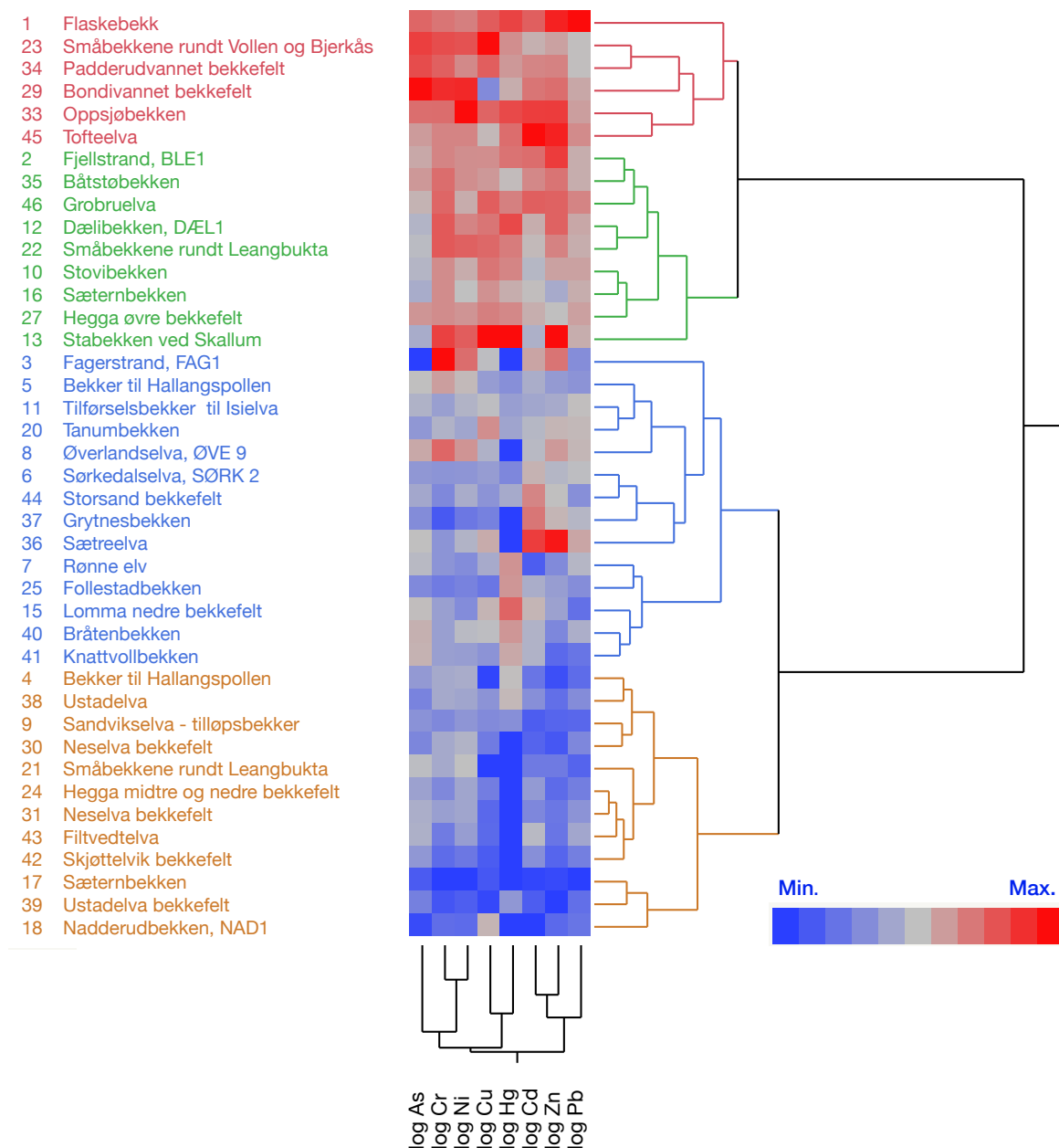
3.2.3. Clusteranalyse

For å kartlegge hvorvidt det kunne finnes noen variasjonsmønstre i metallkonsentrasjonene som kunne indikere ulike forurensningskilder gjorde vi en clusteranalyse av datasettet. Dette er en statistisk teknikk som har til hensikt å organisere objektene i en undersøkelse i homogene grupper eller «clusters» som mest mulig lik hverandre, sammenlignet med objekter i andre grupper.

Analysen ble gjort på log-transformerte data for å gjøre datene mest mulig normalfordelte og unngå effekter av statistiske «uteliggere» eller svært avvikende observasjoner. Det ble benyttet en hierarkisk to-veis clusteringteknikk basert på «Ward's minimum variance» (SAS Institute, 2021) og standardiserte data. Analysen kunne identifisere fire hovedgrupper som i hovedsak atskilte seg ut fra de generelle nivåene av tungmetaller. Imidlertid kunne ingen markante mønstre i forholdene mellom metallene identifiseres, med unntak av et par avvikende observasjoner: en tydelig forhøyet konsentrasjon av bly i prøven S1 fra Flaskebekk, og noe forhøyede konsentrasjoner av sink, kobber og kvikksølv i prøve S13 fra Stabekken. Med unntak av disse tyder resultatene på at det generelt ikke var noen spesifikke punktkilder med særpregede forurensningsprofiler i nedbørfeltene, men at det i hovedsak var mer diffuse kilder som bidro med forurensningene.

Mens kilden for kvikksølv i ferskvannssedimenter i hovedsak regnes å være langtransporterte atmosfæriske avsetninger (Berg, Fjeld og Steinnes, 2006), så kan både avrenning fra vei og urbane område, samt avløpsvann fra utette ledningsnett bidra med både sink, kobber, nikkel, krom, bly, og kadmium (Berge et. al., 2013; Cantino et al., 2015; Halvorsen, 2018). Forurensningskilder for arsen i miljøet har vært dets tidligere bruk som treimpregneringsmiddel, noe som ansees som den viktigste kilde for dette elementet i overflateavrenningen fra urbane områder (Jartun et al., 2005), men langtransporterte atmosfæriske avsetninger antas også å ha bidratt til konsentrasjonene i ferskvannssedimenter (Rognerud, Fjeld et al., 2008).

Med bakgrunn i clusteranalysen og ovenstående gjennomgang av potensielle kilder for tungmetallene synes det som om diffuse kilder som avrenning fra trafikksektoren, urbane områder og lekkasjer av avløpsvann er viktigste kilder for tungmetallene.



Figur 5. Clusteranalyse av metallkonsentrasjonene i sedimentprøvene. Analysen er gjort på log-transformerte og standardiserte data

3.3. PAH i sedimenter

3.3.1. Konsentrasjoner og klassegrenser

De midlere konsentrasjonene av PAH-ene har vi gitt i Tabell 6 sammen andre statistikker. Vi har her også angitt nedre grenser for Klasse III (Moderat), som er grenseverdiene for akseptabel kjemisk tilstand. For de fleste forbindelsene, og antracen i sær, ble det registrert konsentrasjoner som oversteg denne grensen. For antracen var gjennomsnittsverdien på 12 µg/kg faktisk høyere enn nedre grense for Klasse III. Tabellen viser også at blant flere av de lettere PAH-ene (dvs. 2- og 3-rings forbindelser) og for dibenso(ah)antracen hadde en stor andel av prøvene konsentrasjoner under kvantifikasjonsgrensene (72-91 %).

Antracen var forbindelsen med klart flest observasjoner i Klasse III og IV, med henholdsvis 21 og 6 prøver av totalt 46 (dvs. 46% og 13%) (Tabell 7). For de øvrige forbindelsene ble det sporadisk påvist overskridelser av grensen for akseptabel kjemisk tilstand, hyppigst for på pyren og benzo(a)antracen med henholdsvis 10 og 5 observasjoner (dvs. 22 % og 11 %).

Tabell 6. Konsentrasjoner av PAH i sedimenter: gjennomsnittsverdier, standard avvik (SD), median-, maksimums- og minimumsverdier (n = 46). Nedre grense for Klasse III (Moderat) og andelen (%) av observasjonene under metodens kvantifiseringsgrense (< LOQ) og er også gitt. For verdier under LOQ har vi benyttet halve grensen. Lavmolekylært PAH (2- og 3-rings) er markert med *.

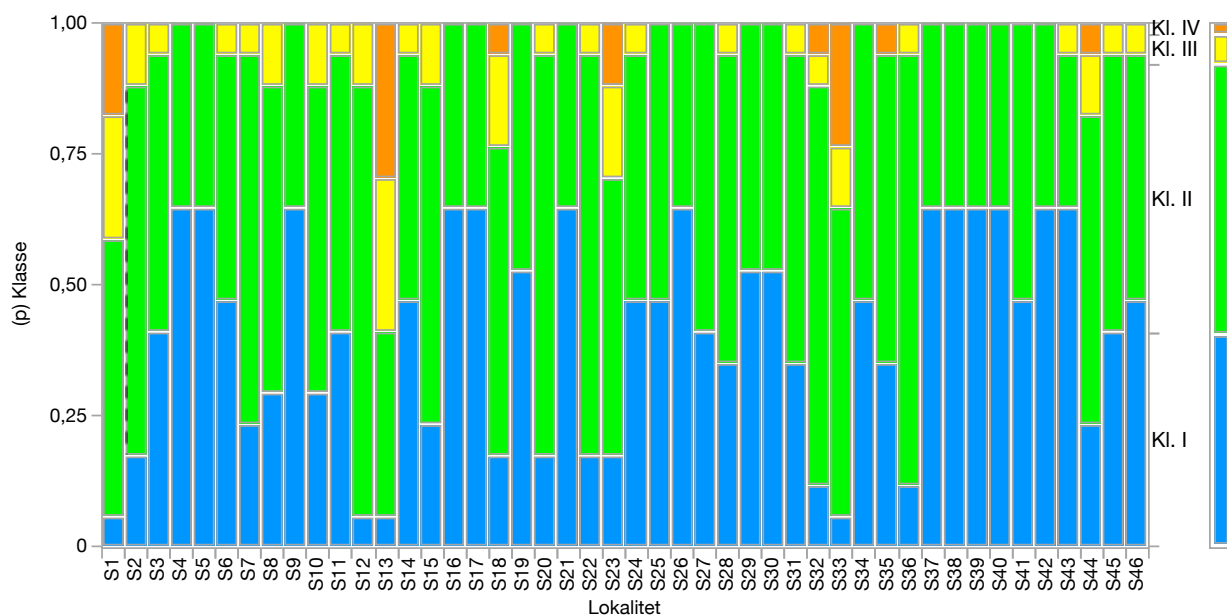
Forbindelse	PAH	Konsentrasjoner µg/kg t.s.						< LOQ, %
		Gj.snitt.	SD	Median	Min	Max	Klasse III	
Naftalen*	NAP	11	16	5	5	110	27	72 %
Acenaftylen*	ACNLE	8	11	5	5	71	96	85 %
Acenaften*	ACNE	6	4	5	5	25	33	91 %
Fluoren*	FLE	9	13	5	5	81	150	78 %
Fenantren*	PA	31	50	15	5	280	780	39 %
Antracen*	ANT	12	15	7	2	73	4,8	35 %
Fluoranten	FLU	81	156	28	5	880	400	28 %
Pyren	PYR	70	128	21	5	660	84	28 %
Krysen	CHR	49	74	18	5	400	280	35 %
Benso(b+j)fluoranten	BBJKF	40	55	18	5	260	140	30 %
Benso(k)fluoranten	BKF	21	24	5	5	86	135	52 %
Benso(a)antracen	BAA	22	32	5	5	170	60	59 %
Benso(a)pyren	BAP	21	28	5	5	140	183	57 %
Dibenso(ah)antracen	DBAHA	8	8	5	5	40	27	78 %
Benso(ghi)perylen	BGHIP	28	38	13	5	210	84	43 %
Indeno(123cd)pyren	INDPYR	18	19	8	5	84	63	50 %
Sum PAH-16	SPAH16	412	594	135	22	3000	2000	24 %

Tabell 7. PAH i sedimenter: forekomsten av prøver i de ulike forurensningsklassene (n = 46)

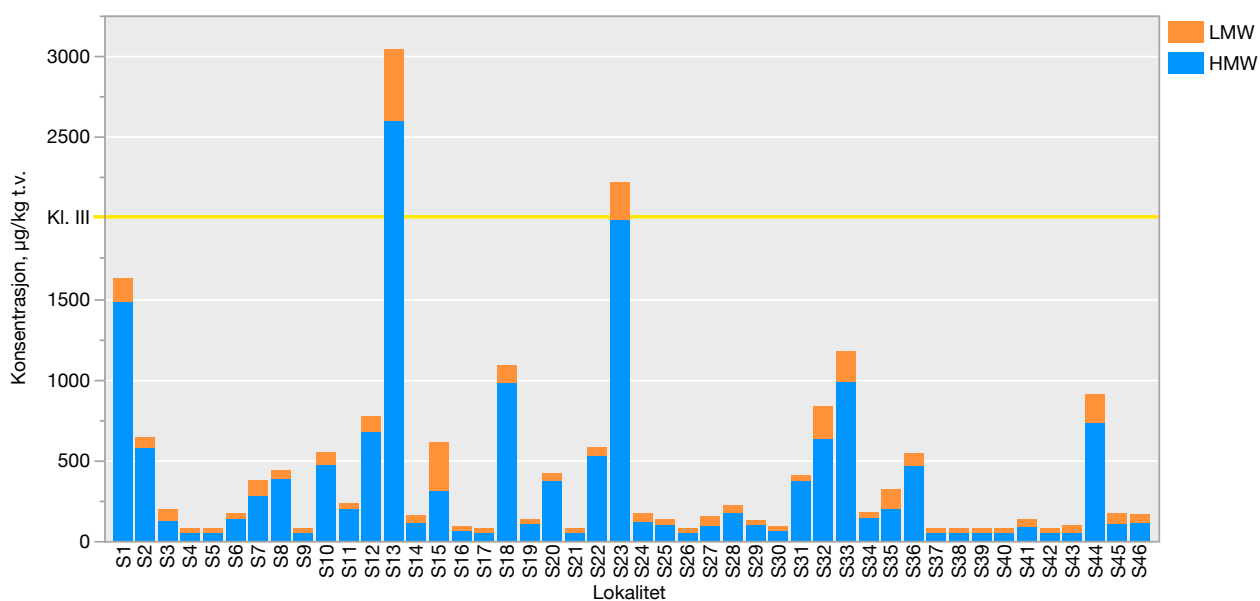
Forbindelse	PAH	Antall				% av prøver			
		Kl. I	Kl. II	Kl. III	Kl. IV	Kl. I	Kl. II	Kl. III	Kl. IV
Naftalen	NAP	0	44	2	0	0 %	96 %	4 %	0 %
Acenaften	ACNLE	0	45	1	0	0 %	98 %	2 %	0 %
Acenaften	ACNE	0	46	0	0	0 %	100 %	0 %	0 %
Fluoren	FLE	36	10	0	0	78 %	22 %	0 %	0 %
Fenantren	PA	18	28	0	0	39 %	61 %	0 %	0 %
Antracen	ANT	0	19	21	6	0 %	41 %	46 %	13 %
Fluoranten	FLU	13	31	0	2	28 %	67 %	0 %	4 %
Pyren	PYR	13	23	10	0	28 %	50 %	22 %	0 %
Krysen	CHR	0	45	0	1	0 %	98 %	0 %	2 %
Benso(b+j)fluoranten	BBJF	41	2	0	3	89 %	4 %	0 %	7 %
Benso(k)fluoranten	BKF	46	0	0	0	100 %	0 %	0 %	0 %
Benso(a)antracen	BAA	0	41	5	0	0 %	89 %	11 %	0 %
Benso(a)pyren	BAP	26	20	0	0	57 %	43 %	0 %	0 %
Dibenso(ah)antracen	DBAHA	36	7	3	0	78 %	15 %	7 %	0 %
Benso(ghi)perylen	BGHIP	27	15	0	4	59 %	33 %	0 %	9 %
Indeno(123cd)pyren	INDPYR	33	11	0	2	72 %	24 %	0 %	4 %
Sum PAH-16	SPAH16	28	16	2	0	61 %	35 %	4 %	0 %

Blant de 46 prøvene var det 27 (59 %) med PAH-konsentrasjoner i Klasse III og IV (Figur 6). De tre med flest overskridelser av grenseverdien for akseptabel miljøtilstand var prøvene S13 (Stabekken ved Skallum), S1 (Flaskebekk ved Nesoddtangen) og S34 (bekk til Bondivannet ved Gullhella) og S33 (Oppsjøbekken til Svinsjøen) med henholdsvis 10, 7 og 6 prøver (dvs. 60 %, 41 % og 25 %).

De enkelte PAH-forbindelsene kan deles inn lavmolekylære (LMW, 2- og 3-rings PAH) og høymolekylære (HMW, 4-rings og høyere). Forholdet mellom disse kan indikere hvorvidt kildene er petroleumsprodukter/ fossilt brensel (petrogener) eller forbrenningsprosesser (pyrogener). $LMW/HMW > 1$, indikerer petrogener PAH, mens $LMW/HMW < 1$ pyrogener PAH (Mudge, 2008). Prøvene ble i all hovedsak dominert av høymolekylære PAH-forbindelser (Figur 7), og midlere LMW/HMW var $0,4 \pm 0,2$. For én prøve (S13, en mindre tilløpsbekk til Lomma) ble det imidlertid påvist en tydelig forhøyet andel av lavmolekylært PAH med $LMW/HMW = 1$. Her var det forbindelsen naftalen som var særlig høy (110 µg/kg, Klasse III). Dette



Figur 6. PAH i sedimenter: forekomsten av de ulike forurensningsklassene for de 16 forbindelsene ved hver lokalitet.



Figur 7. Summen av lavmolekylære (LMW) og høymolekylære (HMW) PAH-forbindelser ved hver lokalitet. Grensen for Klasse III for sum PAH16 er markert med en gul sterk.

kan indikere påvirkning fra utslipp av olje eller kreosot fra kulltjære som inneholder mye naftalen (Angerer et al. 2003).

For de øvrige prøvene indikerer resultatene at de er dominert av pyrogene kilder, og det er ikke urimelig å anta at veitrafikk er en hovedkilde til forurensingene.

Med tanke på de hyppige overskridelsene av grenseverdien for antracen er interessant å sammenlikne nivåene fra denne undersøkelsen med funnene fra den nasjonale innsjøundersøkelsen fra 2004–2006 (atmosfæriske avsetninger var her en viktig kilde; Rognerud, Fjeld m.fl. 2008). I denne undersøkelsen ble PAH analysert i overflatesedimenter fra 86 innsjøer spredt over hele landet. Midlere konsentrasjonen av antracen for disse prøvene var $25 \pm 46 \mu\text{g/kg}$, og 60 % av prøvene hadde konsentrasjoner som overskred dagens grenseverdi (Klasse III eller høyere). Såfremt det ikke har skjedd store reduksjoner i nivået av PAH i innsjøsedimenter de to siste tiår, så illustrere dette at grenseverdien er satt svært lavt i forhold til det forekommende nivået i sedimenter fra norske ferskvann.

3.3.2. Samvariasjoner

Konsentrasjonene av PAH samvarierte svært godt, med unntak for de letteste forbindelsene NAP, ACNLE, ACNE og FLE), samt for DBAHA (forkortelsene iht. Tabell 6). Felles for disse var at en stor andel av observasjonene lå under analysemetodens kvantifikasjonsgrenser (LOQ) og vi har substituert LOQ med halve grensen. At vi for disse observasjonene ikke har de reelle konsentrasjonene, men gir alle samme verdi, bidrar til å senke samvariasjonen mellom PAH-forbindelsene. For de tyngre PAH-ene lå korrelasjonskoeffisientene (r) i intervallet 0,77–0,99, dvs. tildels ekstremt høy korrelert (Figur 8). Dette kan forventes når de enkelte forbindelsene stammer fra samme type forurensninger og i liten grad brytes ned i miljøet.

Som for tungmetallene var andel tørrstoff i prøvene negativt korrelert til PAH-konsentrasjonene (r : -0,28 – -0,54, men på grunn av den relativt store andelen av observasjoner under kvantifikasjonsgrensen er nok korrelasjonene tildels kunstig lave – og vi har valgt å ikke vise dem i korrelasjonsdiagrammene.

Organiske miljøgifter som PAH er vanligvis svært lite løselige i vann (hydrofobe egenskaper) og er sterkt assosiert organisk karbon i sedimenter og vann (Schwartzbach et al. 2015), så her avspeiler nok den negative korrelasjonen med prøvens tørrstoffinnhold at deres konsentrasjon øker med andel organisk karbon (og vann) i prøvene

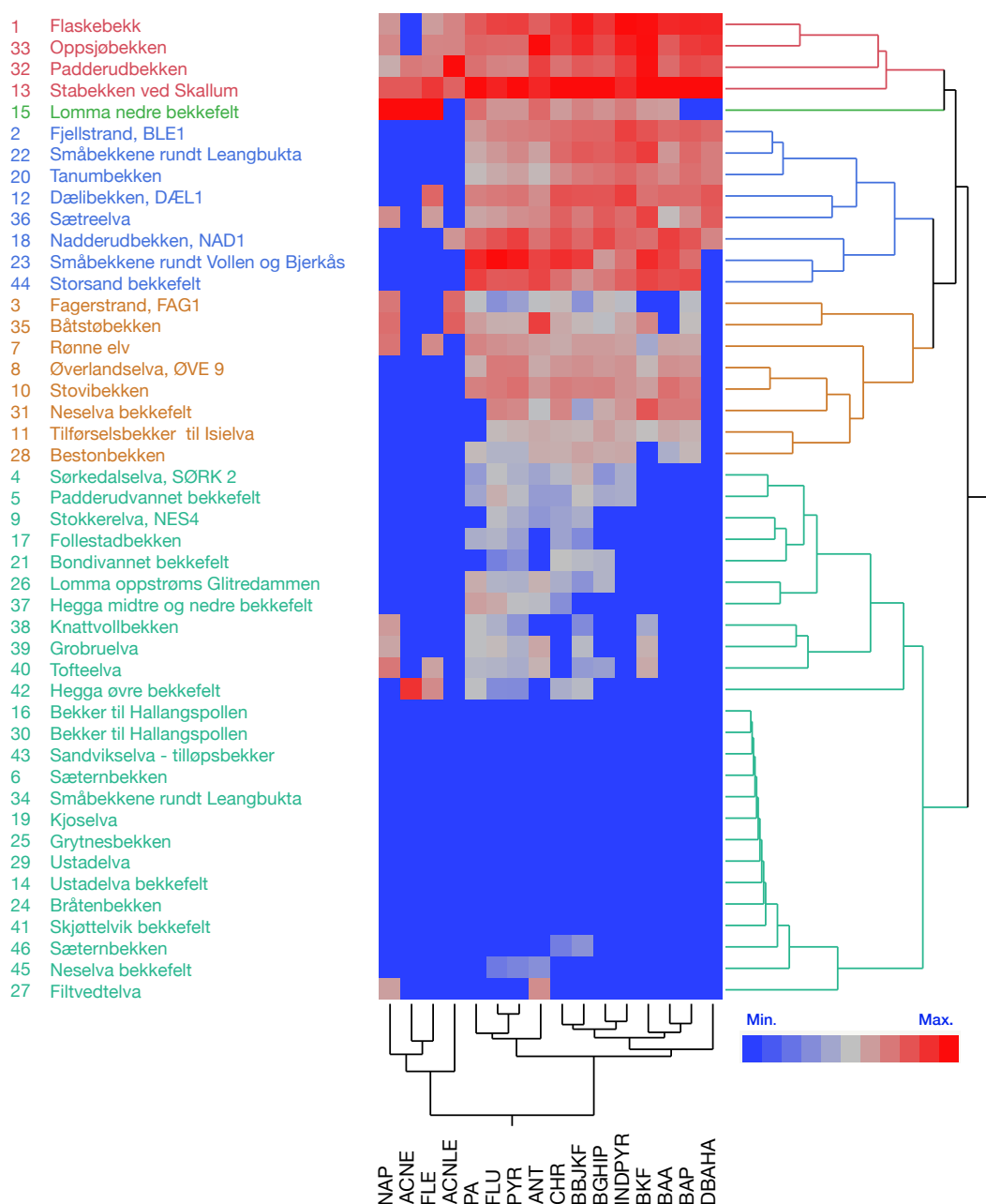


Figur 8. Spredningsplott og korrelasjoner (Pearsons r) mellom PAH-konsentrasjoner i sedimentene ($\mu\text{g/kg}$, log-transformerte verdier, $n = 46$). En bivariat konfidensellipse (90 %) er tegnet inn i spredningsplottene. Konsentrasjoner under metodens kvantifikasjonsgrenser er erstattet med halve grensen.

3.3.3. Clusteranalyse

Som for metallene gjorde vi en clusteranalyse av PAH-dataene for å kartlegge hvorvidt det kunne finnes noen variasjonsmønstre som kunne indikere ulike forurensningskilder. Fire hovedgrupper og en statistisk «uteligger» kunne identifiseres (Figur 9). Hovedgruppene skilte seg fra hverandre med et varierende nivå og andel av høy- og lavmolekylær PAH.

Den største hovedgruppen (blå-grønn skrift i figuren) ble kjennetegnet av generelt lave konsentrasjoner av PAH, oftest under kvantifikasjonsgrensen. Den andre hovedgruppen (brun skrift) hadde lave, men kvantifiserbare mengder av de fleste tyngre PAH-ene og generelt ikke-kvantifiserbare nivåer av de fire letteste PAH-ene. Tredje gruppen (blå skrift) hadde høyere konsentrasjoner av de tyngre PAH enn andre hovedgruppe, men generelt lavt innslag av de fire letteste PAH-ene. Fjerde hovedgruppe (rød skrift) hadde gjennomgående de høyeste konsentrasjonene av både tunge og lett PAH. Uteliggeren, prøve S13 fra en mindre tilløpsbekk til Lomma, liknet mye på fjerde hovedgruppe, men hadde en avvikende høy andel av lavmolekylær PAH sammenliknet med denne.



Figur 9. Clusteranalyse av PAH-konsentrasjonene i sedimentprøvene. Analysen er gjort på log-transformerte og standardiserte data

Resultatene fra clusteranalysen er tråd med hva som ble beskrevet i kap. 3.3.1, da gruppene av lokalitetene med tydelig forhøyede PAH-konsentrasjoner i hovedsak har en profil hvor de domineres av de tyngre forbrenningsrelaterte forbindelsene, med unntak av prøven S15 (tilløpsbekk til Lomma) som hadde en relativt høyt innslag av lette PAH-er som kan tyde på påvirkning av petroleumsprodukter, eventuelt kreosot.

Som for metallene ville vært nyttig å ha målt organisk materiale som en støtteparameter for tolkningen av resultatene, da PAH som nevnt er knyttet til sedimentets organiske fraksjon. For å fjerne effekten av «fortynnende» mineralsk materiale i prøvene kan en «normalisering» av konsentrasjonen ved å beregne den på basis av mengden organisk karbon i prøven ($\mu\text{g PAH/g C}$) gi et bedre bilde av forurensningsbelastningen (Rasmussen et al. 1998), eventuelt en slik normalisering etter å ha siktet de våte prøvene gjennom en $63\ \mu\text{m}$ sikt for å standardisere på finfraksjonen i sedimentene (ICES 2009).

3.4. PCB i sedimenter

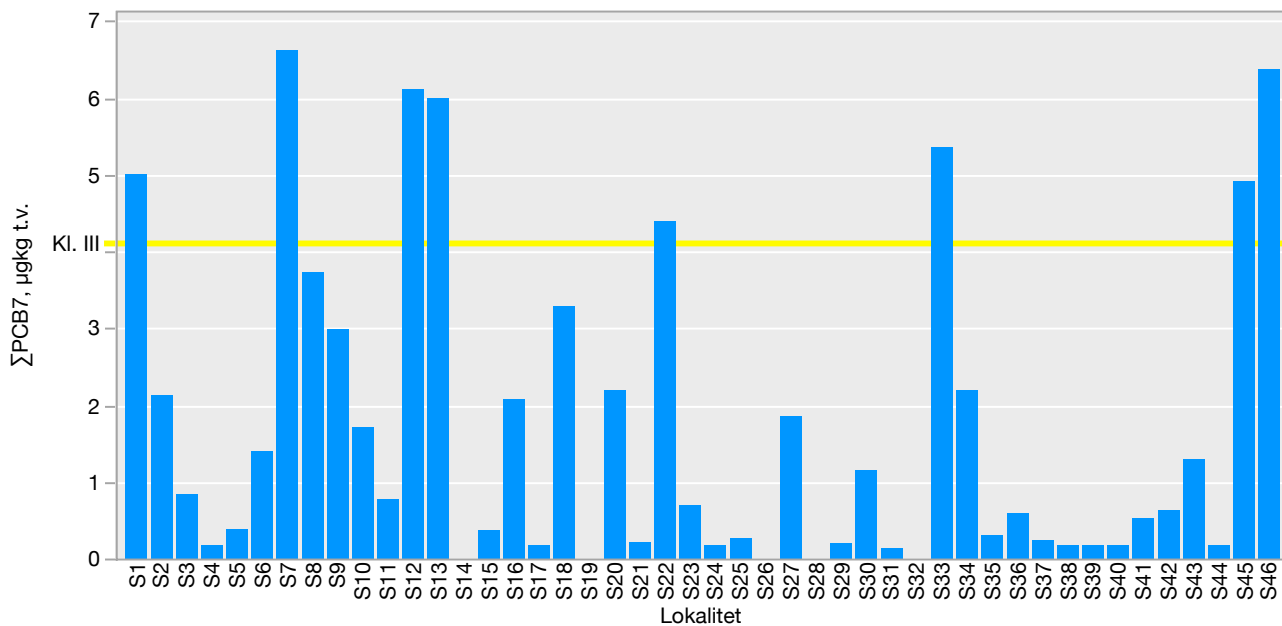
De samme utvalgte prøver som ble analysert for metaller ble også analysert for PCB. Under vannforskriften er det utviklet vannkvalitetskriterier for summen av sju ulike PCB-forbindelser (ΣPCB7). Nedre grense for Klasse III, som er grensen for akseptabel kjemisk tilstand, er 4,1 $\mu\text{g/kg}$. Denne grensen ble overskredet i 8 av 41 prøver (20 %) (Figur 10), men ingen prøver kvalifiserte for høyere klasser.

Gjennomsnittlig konsentrasjon av sum ΣPCB7 for samtlige prøver var $1,9 \pm 2,1 \mu\text{g/kg}$, og minste og største konsentrasjon var henholdsvis 0,14 og 6,62 $\mu\text{g/kg}$ (Tabell 8). Variasjonsmønsteret mellom prøvene var noe ulikt det som ble funnet for PAH og metaller, så dette tyder på at det ikke bare er en diffus påvirkning fra urbane områder, men at det finnes lokale kilder i nedbørfeltene. Eksempelvis ble høyeste PCB-konsentrasjon påvist i Rønne elv (prøve S7), mens denne ikke hadde påfallende høye konsentrasjoner av metaller og PAH.

Som for metaller og PAH, så var også ΣPCB7 negativt korrelert med prøvenes tørrstoffinnhold ($r = -0,35$), noe som trolig skyldes deres assosiasjon til sedimentets organiske fraksjon.

Tabell 8. Konsentrasjoner av ΣPCB7 (sum av sju enkeltforbindelser) i sedimenter: gjennomsnittsverdier, standard avvik (SD), median-, maksimums- og minimumsverdier ($n = 41$). Nedre grense for Klasse III (Moderat) og andelen (%) av observasjonene under metodens kvantifiseringsgrense ($< \text{LOQ}$) og er også gitt.

Forbindelse	Konsentrasjoner $\mu\text{g/kg t.s.}$					Klasse III	< LOQ, %
	Gj.snitt.	SD	Median	Min	Max		
ΣPCB7	1,9	2,1	0,84	0,14	6,62	4,1	0 %



Figur 10. Konsentrasjonen av ΣPCB7 (sum av sju enkeltforbindelser) i sedimenter fra de enkelte lokalitetene.

3.5. Øvrige organiske miljøgifter i sedimenter

For et mindre antall lokaliteter (6-7) ble prøvene analysert for et utvalg av andre organiske miljøgifter: perfluorerte alkylerte substanser (PFAS), klorerte paraffiner og bromerte flammehemmere. Med unntak for PFOS ble det for de fleste forbindelsene bare påvist et fåtall kvantifiserbare konsentrasjoner. Ingen av forbindelsene ble påvist i konsentrasjoner som overskred av EQS-verdiene (Klasse III eller høyere). Vi vil derfor ikke diskutere forekomsten av disse forbindelsene nærmere, men nøyer oss med å angi summariske statistikker for forbindelsene/gruppene som er regulert i vannforskriften (Tabell 9) og henviser ellers til rådata i vedlegget.

Tabell 9. Konsentrasjoner av utvalgte organiske miljøgifter i sedimenter: gjennomsnittsverdier, standard avvik (SD), median-, maksimums- og minimumsverdier. Nedre grense for Klasse III (Moderat) og andelen (%) av observasjonene under metodens kvantifiseringsgrense (< LOQ) og er også gitt.

Gruppe	Stoff	n	Konsentrasjoner µg/kg t.s.						< LOQ, %
			Gj.snitt.	SD	Median	Min	Max	Klasse III	
PFAS	PFOS	7	0,4	0,4	0,14	0,025*	1,17	2,3	7 %
PFAS	PFOA	7	-	-	0,05	0,05	0,05	713	71 %
Klorerte paraffiner	SCCP	6	-	-	<200	<400	<200	800	100 %
Klorerte paraffiner	MCCP	6	-	-	<20	<50	<20	4600	100 %
Bromerte flammehemmere	ΣPBDE6**	6	-	-	0	0	15	310	83 %
Bromerte flammehemmere	TBBPA	6	-	-	8,6	8,3	11,1	108	50 %
Bromerte flammehemmere	HBCDD	6	-	-	<5	<5	<5	172	100 %

* Satt til halve LOQ

**Sum av PBDE-28, 47, 99, 100, 153 og 154

3.6. Fisk

Det ble fanget fisk fra fem lokaliteter og en blandprøve av skinn- og beinfri filet basert på 10 individer ble laget for hver lokalitet. Det var gjennomgående små individer som ble fanget, og midlere lengde og vekt fra hver lokalitet var henholdsvis 14 – 20 cm og 32 – 95 g. I Tabell 2 i vedlegget har vi listet opp resultatene fra analysene av fisk, og markert hvilke resultater som ikke tilfredsstiller vannforskriftens miljøkvalitetsstandarder (EQS-verdier) for kvikksølv (Hg) og sum PCB7. Midlere lengde og vekt av fiskene som inngår i de enkelte prøvene er også gitt her.

De midlere konsentrasjonene av de analyserte metallene og PCB (sum av sju enkeltforbindelser: $\sum$ PCB7) har vi gitt i Tabell 10 sammen andre statistikker. Av de analyserte forbindelsene og metallene i fisk er EQS-verdien kun definert for kvikksølv og $\sum$ PCB7. For kvikksølv er denne grensen satt til 0,02 mg/kg og konsentrasjonene i samtlige prøver oversteg grensen. For $\sum$ PCB7 er EQS-grensen satt til 0,6 µg/kg, og konsentrasjonene i fire av de fem prøvene oversteg grensen. Høyeste konsentrasjon av PCB ble påvist i Stokkerelva (drenerer fra Vestmarka og til Neselva i Asker) og av kvikksølv i Kjoselva (nær Spikkestad i Asker).

Til overskridelsene av EQS-grensen for kvikksølv bør det sies at denne grensen synes å være satt svært lavt i forhold til det eksisterende nivået i stasjonære ørretbestander i Norge som er upåvirket av direkte utslipp til vann. Eksempelvis ble det i en undersøkelse av miljøgifter i ørret fra sørøst-Norge i 2008, basert på 17 bestander og 227 individer, vist at kvikksølvkonsentrasjonen varierte mellom 0,038 og 0,55 mg/kg, med en middelkonsentrasjon på $0,15 \pm 0,09$ mg/kg (Fjeld, Rognerud og Johansen, 2008). Det vil si at ingen av de undersøkte individene ville tilfredstilt dagen krav til EQS-verdi. Det må i denne sammenheng sies at hovedkildene til kvikksølvforurensninger i norske ferskvann skyldes langtransporterte atmosfæriske avsetninger (Berg, Fjeld og Steinnes, 2008) og at konsentrasjonene i ferskvannssedimenter i sørøst-Norge trolig har økt med en faktor på tre i forhold til førindustriell tid (Rognerud, Fjeld m.fl. 2008). Det er derfor ikke urimelig å anta at tilførslene av kvikksølv til vannforekomstene har økt tilsvarende.

Fra samme overnevnte undersøkelse ble det rapportert om at konsentrasjonene av $\sum$ PCB7 i 20 ørretbestander varierte mellom 1,3 og 32 µg/kg (middelverdi: $7,0 \pm 7,1$ µg/kg, median: 3,9 µg/kg). Det vil si at heller ikke her ville kravene til EQS-verdien bli tilfredsstilt i noen av bestandene.

Tabell 10. Konsentrasjoner av utvalgte miljøgifter i fisk: gjennomsnittsverdier, standard avvik (SD), median-, maksimums- og minimumsverdier. EQS-grensen, som angir grensen for tilfredsstillende miljøtilstand og andelen (%) av observasjonene under metodens kvantifiseringsgrense (< LOQ) og er også gitt.

Navn	Forkortelse	n	Konsentrasjoner µg/kg t.s.					EQS	< LOQ, %
			Gj.snitt.	SD	Median	Min	Max		
Arsen	As	7	0,19	0,17	0,168	0,040*	0,456		20 %
Kadmium	Cd	7	0,01	0,01	0,012	0,003*	0,017		20 %
Krom	Cr	6	-	-	<0,03	<0,03	0,042		80 %
Kobber	Cu	6	0,43	0,20	0,348	0,300	0,779		0 %
Kvikksølv	Hg	6	0,04	0,02	0,038	0,028	0,070	0,02	0 %
Nikkel	Ni	6	-	-	<0,04	<0,04	<0,04		100 %
Bly	Pb	6	-	-	<0,04	<0,04	<0,04		100 %
Sink	Zn		7,8	0,5	7,58	7,22	8,46		0 %
Sum av syv PCB-forbindelse	$\sum$ PCB7		2,4	1,5	2,1	0,6	4,4	0,6	0 %

* Satt til halve LOQ

Kravene til miljøkvalitetsstandarden for kvikksølv i biota og fisk er gitt i EUs direktiv 2013/39 ([EU, 2013](#)), og skal beskytte sekundære konsumenter mot skadevirkninger etter at en sikkerhetsfaktor for å beskytte sårbare individer og organismegrupper er anvendt. De overnevnte forholdene illustrerer at de naturgitte tilstandene i liten grad tillater at kvikksølvkonsentrasjonene i biota kan tillates å øke, såfremt det skal unngås negative effekter oppover i næringskjedene, og at EQS-verdien for biota i mindre grad er egnet for miljøforvaltningen til å vurdere graden av forurensning i vannforekomster.

Vi har få opplysninger som kan brukes til å si noe mer eksakt om de ulike kildene til kvikksølv og PCB i de undersøkte fiskebestandene. Nivåene kan ikke karakteriseres til å være spesielt høye sammenliknet med andre rapporterte data fra sørøst-Norge, på tross av at de overskrider EQS-verdiene. Trolig er det kombinasjonen av lokale, diffuse tilførsler fra urbane områder og atmosfæriske, langtransporterte avsetninger som bidrar til det totale bildet.

4. Oppsummering og anbefalinger

For de i alt 46 ulike prøvestedene var det kun 15 som ikke hadde noen overskridelser. Lokalitetene Flaskebekk, Stabekken og Oppsjøbekken var de med generelt dårligst miljøtilstand. I Tabell 11 har vi for hver prøve summert antallet av de enkelte forbindelser som ikke tilfredsstiller miljøkvalitetstandardene for sedimenter og fisk (EQS-verdiene). Prøvene med overskridelser er markert med rødt og de uten er markert med blått.

For metaller var det i alt 16 sedimentprøver som ikke tilfredstilte miljøkvalitetstandardene, og det var særlig sink som hadde flest overskridelser. Ingen av de fem fiskeprøvene av ørret tilfredstilte vannforskriftens krav til kvikksølv. Videre var det hyppige overskridelser av kvalitetskravene for enkelte PAH-forbindelser i sedimenter (27 prøver), særlig for forbindelsen antracen. PCB var også en forbindelse hvor mange av sedimentprøvene (åtte) og fire av de fem fiskeprøvene heller ikke tilfredstilte kvalitetskriteriene. For bromerte flammehemmere, perfluorerte forbindelser og klorerte parafiner i sedimentene var konsentrasjonene i tilstandsklasse II (God) og oppfylte således kvalitetskriteriene.

- Av 46 lokaliteter var ble grensene for god miljøtilstand tilstand (EQS-verdiene) overskredet i 31 tilfeller (67 %)
- PAH var den gruppen med miljøgifter som forårsaket flest overskridelser i sedimentprøvene, og sammensetningen av dem tydet på at utslipp fra forbrenningsprosesser var viktigste kilde. Forbindelsen antracen var den enkelte PAH som bidro til flest overskridelser, men nivåene lå tildels lavere enn dem som er rapportert fra en nasjonal innsjøundersøkelse i 2006-2008.
- Av metallene var det sink som forårsaket flest overskridelser i sedimentprøvene. Nedre grense for Klasse III I (overskridelse miljøkvalitetstandarden) ligger nær det naturlige bakgrunnsnivået for innsjøsedimenter i Norge og relativt små utslipp derfor kan føre til overskridelser.
- Nivåene av de undersøkte miljøgiftene i sedimenter samvarierer mye, noe som tyder på en generell og diffus påvirkning – uten klart definerte punktkilder for de fleste forbindelser og lokaliteter. Diffuse utslipp fra veitrafikk, urban avrenning og lekkasjer fra avløpssystemer er trolig viktigste lokale kilder.
- Ingen av de fem fiskeprøvene av ørret tilfredstilte kravene til god miljøtilstand, vurdert ut fra kvikksølv og PCB. Grenseverdien for kvikksølv er imidlertid satt såvidt lav at det er svært lite sannsynlig å finne bestander i sørøst-Norge – også langt fra lokale utslippskilder – som tilfredsstiller vannforskriftens krav.
- Framtidige undersøkelser bør inkludere støtteparameter som organisk karbon eller glødetap i sedimentet, da både tungmetaller og en rekke organiske miljøgifter er bundet opp til denne fraksjonen. Ved å juster prøven for mengden organisk karbon vil en kunne få et bedre inntrykk av forurensningsbelastningen til vannforekomsten, og ikke kun klassifisere dem ut fra de antatt toksiske egenskapene til sedimentet.

Tabell 11. Antall forbindelser i de enkelte prøvene som overskrider miljøkvalitetsstandardene (EQS-verdiene) i sediment- og fiskeprøvene. Celler markert med blått indikerer ingen overskridelser, celler markert med rødt har overskridelser.

			Sedimenter						Ørret		
Prøve nr.	Vannlokalitet	kode	Metaller	PCB	PAH	BFR*	PFOS/A	S/MCCP	Hg	PCB	Sum
S-1	005-61169	Flaskebekk	3	1	8						12
S-2	005-39398	Fjellstrand, BLE1	1	0	2						3
S-3	005-39401	Fagerstrand, FAG1	1	0	1	0	0	0			2
S-4	005-106403	Bekker til Hallangspollen	0	0	0						0
S-5	005-106404	Bekker til Hallangspollen	0	0	0						0
S-6	007-56491	Sørkedalselva, SØRK 2	0	0	1						1
S-7	008-42420	Rønne elv	0	1	1						2
S-8	008-60883	Øverlandselva, ØVE 9	1	0	1	0	0	0			2
S-9	008-88833	Sandvikselva - tilløpsbekker	0	0	0						0
S-10	008-82042	Stovibekken	1	0	2						3
S-11	008-82050	Tilførselsbekker til Isielva	0	0	1						1
S-12	008-88832	Dælibekken, DÆL1	1	1	2						4
S-13	008-98156	Stabekken ved Skallum	1	1	10						12
S/B-14	008-60879	Lomma oppstrøms Glitredammen			1				1	1	3
S-15	008-106405	Lomma nedre bekkefelt			2						2
S-16	008-96612	Sæternbekken	0	0	0						0
S-17	008-82108	Sæternbekken	0	0	0						0
S-18	008-60901	Nadderudbekken, NAD1	0	0	4	0	0	0			4
S/B-19	008-39406	Stokkerelva, NES4			0				1	0	1
S-20	008-106406	Tanumbekken	0	0	1						1
S-21	008-42402	Småbekkene rundt Leangbukta	0	0	0						0
S-22	008-42404	Småbekkene rundt Leangbukta	1	1	1						3
S-23	009-42408	Småbekkene rundt Vollen og Bjerkå	3	0	5						8
S-24	009-98440	Hegga midtre og nedre bekkefelt	0	0	1						1
S-25	009-61623	Follestadbekken	0	0	0	0	0	0			0
S/B-26	009-28646	Kjoselva			0				1	1	2
S-27	009-93525	Hegga øvre bekkefelt	0	0	0						0
S-28	009-88851	Bestonbekken			1				1	1	3
S-29	009-63635	Bondivannet bekkefelt	3	0	0		0				3
S-30	008-42382	Neselva bekkefelt	0	0	0						0
S-31	008-61219	Neselva bekkefelt	0	0	1						1
S/B-32	009-42401	Padderudbekken			2				1	1	4
S-33	009-85767	Oppsjøbekken	3	1	6						10
S-34	009-97489	Padderudvannet bekkefelt	2	0	0	0	0	0			2
S-35	009-98443	Båstøbekken	1	0	1						2
S-36	009-60070	Sætreelva	2	0	1						3
S-37	009-88869	Grytnesbekken	0	0	0						0
S-38	010-28950	Ustadelva	0	0	0						0
S-39	010-98447	Ustadelva bekkefelt	0	0	0						0
S-40	010-82032	Bråtenbekken	0	0	0						0
S-41	010-82031	Knattvollbekken	0	0	0						0
S-42	010-98449	Skjøttelvik bekkefelt	0	0	0						0
S-43	010-98445	Filtvedtelva	0	0	1						1
S-44	010-98444	Storsand bekkefelt	0	0	3						3
S-45	010-85552	Tofteelva	2	1	1						4
S-46	009-61610	Grobruvelva	1	1	1	0	0	0			3

* BFR: Bromerte flammehemmere (PBDE, TBBBA, HBCDD)

5. Referanser

- Berg, T., Fjeld, E. and Steinnes, E. 2006. Science of The Total Environment, 368(1): 3-9.
- Berge, D., Rannekleiv, S. Selvik, J.R. og Orderdalen Steen, A. 2013. Indre Oslofjord – Sammenstilling av data om miljøgifttilførsler og forekomst av miljøgifter i sediment. NIVA Rapport 6565. 122 s.
- Cantinho, P., Matos, M., Trancoso, M. A., and dos Santos, M. M. 2016. Behaviour and fate of metals in urban wastewater treatment plants: a review. International Journal of Environmental Science and Technology, 13(1): 359-386.
- EU. 2013. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. Official Journal of the European Union. L226/1.
- Fjeld, E. Rognerud, S. Og Johansen, I. 2008. Kvikksølv i ørret fra Sør-Norge, 2008. SFT Rapport TA-2580. 20 s.
- Halvorsen, K. 2018. Tungmetaller fra sanitæravløp til renseanlegg i Trondheim. Vann. 53(2): 205-211.
- Håkansson, L. And Jansson, M. 1983. Principles of Lake Sedimentology. Berlin-New York: Springer-Verlag. 320 pp.
- ICES. 2009. Report of the Working Group on Marine Sediments in Relation to Pollution (WGMS), 2-7 March 2009, Galway, Ireland. ICES CM 2009/MHC:02. 59 pp.
- Jartun, M., Ottesen, R.T. og Volden, T. 2004. Spredning av miljøgifter fra tette flater i Bergen. NGU Rapport 2005.051. 69 s.
- Mudge, S.M. (Ed.). 2008. Methods in Environmental Forensics (1st ed.). CRC Press. 408 pp.
- Miljødirektoratet. 2020. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020. Rapport M-608 | 2016. 11 s.
- MPB. 2015. Miljøprøvebanken prosedyre 001: Innsamling og prøvetaking av ferskvannsfisk. Versjon 1.1. 8 s.
- Rasmussen, P. E., Villard, D. J., Gardner, H. D., Fortescue, J. A. C., Schiff, S. L., and Shilts, W. W. 1998. Mercury in lake sediments of the Precambrian Shield near Huntsville, Ontario, Canada. Environmental Geology, 33(2): 170-182.p
- Rognerud, S, Fjeld, E., Skjelkvåle, B.L., Christensen, G. og Røyseth, O. 2008. Nasjonal innsjøundersøkelse 2004 – 2006, del 2: Sedimenter. Forurensninger av metaller, PCB og PAH. SFT Rapport TA-2362. 77 s.
- Preuss R, Angerer J, Drexler H. Naphthalene--an environmental and occupational toxicant. 2003. Int Arch Occup Environ Health.76(8): 556-76.
- SAS Institute. 2021. JMP®, Version 16.1.0. SAS Institute Inc., Cary, NC, 1989-2021.
- Schwarzenbach, René P., P. M. Gschwend, and Dieter M. Imboden. 2016. Environmental organic chemistry (3rd edition.). New York: Wiley. 1024 pp.

6. Vedlegg

Analysedata for sedimenter (Tabell 1) og fisk (Tabell 2) og klassifisering i forhold til miljøkvalitetsstandardene i vannforskriften.

Vedlegg Tabell 1 (fortsettelse). Analyseresultater av sedimenter. Konsentrasjonene for metaller er oppgitt i mg/kg tørrstoff (TS), mens konsentrasjonene for organiske forbindelser er gitt i µg/kg TS. Øvre del av tabellen viser grenseverdiene for de ulike tilstandsklassene gitt i Miljødirektoratets rapport M-608, revidert i 2020, og fargekodingen av analyseresultatene følger denne. Merk: Analyseverdier mindre enn kvantifikasjonsgrensen er flagget som negative (-) verdier.

FLU	PYR	CHR	BBJF	BKF	BAA	BAP	DBAHA	BGHIP	INDPYR	SPAH16	PFOS	PCOA	SCCP	MCCP	PBDE-28	PBDE-47	PBDE-99	PBDE-100	PBDE-153	PBDE-154	Tetra-BDE	Penta-BDE	Heksa-BDE	Hepta-BDE	Okta-BDE	Nona-BDE	Sum PBDE-209	TBBPA	DeBB	HBCDD	
<8	<5.2	<4.4	<90	<90	<3.6	<6	<12	<18	<20	<300																					
8	5.2	4.4	90	90	3.6	6	12	18	20	300	0	0	0	0	0												0	0	0		
400	84	280	140	135	60	183	27	84	63	2 000	2.3	713	800	4600													310	108	172		
400	840	280	140	135	501	230	273	84	63	6 000	360	2800	27000														790	383	229		
Stasi_Nr																															
S-1	310	260	180	210	82	110	100	31	110	84	1 600																				
S-2	91	84	81	73	39	43	44	16	56	47	620																				
S-3	15	17	24	12	-10	-10	11	-10	16	11	170	0.441	-0.05	-200	-50	-0.056	-0.16	-0.13	-0.088	1.300	-0.230	-0.87	-5	-9.9	-9.3	-21	-37	1.3	8.63	-17	
S-4	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-160																				
S-5	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-160																				
S-6	28	21	19	25	-10	-10	-10	-10	10	10	130																				
S-7	72	56	30	33	10	17	16	-10	25	16	360																				
S-8	110	90	42	39	13	23	21	-10	26	19	410	0.093	-0.05	-400	-200	-0.059	-0.25	-0.5	-0.043	3.700	-0.500	-4.4	-4.1	-4.9	15	12	-32	3.7	11.1	-20	
S-9	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-160																				
S-10	110	110	63	47	17	38	28	-10	37	19	520																				
S-11	33	33	27	23	12	16	14	-10	24	14	200																				
S-12	110	100	130	91	28	42	38	19	70	48	760																				
S-13	570	660	400	260	86	170	140	40	210	61	3 000																				
S-14	24	21	17	12	-10	-10	-10	-10	13	-10	120																				
S-15	66	57	39	47	18	19	-10	-10	29	24	590																				
S-16	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	22																				
S-17	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-160																				
S-18	230	260	130	70	29	79	50	12	86	31	1 100	-0.05	-0.05	-300	-200	-0.053	-0.12	-0.13	-0.046	-0.460	-0.100	-1.5	-3.2	-5	-2.5	-3.2	-11	-21	0	8.44	-13
S-19	27	20	15	16	-10	-10	-10	-10	-10	-10	83																				
S-20	44	47	50	54	26	26	35	13	46	31	400																				
S-21	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-160																				
S-22	62	70	87	85	50	21	38	13	61	39	560																				
S-23	880	520	230	130	61	72	36	-10	26	27	2 200																				
S-24	45	25	12	-10	-10	-10	-10	-10	-10	110																					
S-25	24	17	15	11	-10	-10	-10	-10	-10	-10	80	1.17	0.202	-200	-50	-0.25	-0.05	-0.096	-0.045	-0.300	-0.098	-1.3	-4.4	-4.8	-9.7	-6	-11	-17	0	-0.5	-18
S-26	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-160																				
S-27	14	13	17	18	-10	-10	-10	-10	-10	-10	110																				
S-28	24	22	28	30	-10	10	13	-10	20	15	190																				
S-29	12	14	21	18	-10	-10	-10	-10	13	-10	78	0.12	-0.05																		
S-30	11	12	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	27																				
S-31	92	71	55	14	38	32	30	-10	20	18	380																				
S-32	92	74	75	85	81	40	58	20	60	48	830																				
S-33	150	120	160	170	83	51	73	27	84	67	1 200																				
S-34	40	24	14	20	-10	-10	-10	-10	12	10	140	0.624	0.065	-200	-50	-0.41	-0.21	-0.14	-0.046	-0.210	-0.100	-2.9	-4.3	-4.8	-8.4	-7.7	-29	-14	0	-0.5	-19
S-35	40	35	31	22	22	-10	12	-10	14	15	300																				
S-36	57	63	98	53	47	12	23	18	64	29	530																				
S-37	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-160																				
S-38	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-160																				
S-39	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-160																				
S-40	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-160																				
S-41	23	15	-10	11	10	-10	-10	-10	-10	-10	87																				
S-42	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-160																				
S-43	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-160																				
S-44	200	170	78	37	46	61	60	-10	41	33	880																				
S-45	24	20	-10	13	15	-10	-10	-10	11	-10	140																				
S-46	32	21	-10	18	14	-10	-10	-10	-10	-10	120	0.136	-0.05	-300	-50	-0.077	-0.25	-0.33	-0.14	-0.19	-0.075	-1.4	-4.6	-3.7	-2.5	-7.1	-22	-25	0	-0.5	-17

Vedlegg Tabell 1 (fortsettelse).

[illegible]

Vedlegg Tabell 1 (tillegg). Ekstra analyser av olje/hydrokarboner.

S-20, Tanumbekken	Enh.	Kons.
Alifater >C5-C6	mg/kg TS	<2.5
Alifater >C6-C8	mg/kg TS	<2
Alifater >C8-C10	mg/kg TS	<2
Alifater >C10-C12	mg/kg TS	<5
Alifater >C12-C16	mg/kg TS	<5
Alifater >C16-C35	mg/kg TS	81
Sum alifater >C12-C35	mg/kg TS	81

Vedlegg Tabell 2. Konsentrasjoner av metaller og PCB i ørret. Resultatene er sammenliknet med miljøkvalitetsstandarden (EQS) for kvikksølv og sum PCB7, og nivåer over denne er markert med rødt, nivåer under med blått. Hver prøve besto av filet fra 10 individer, og midlere lengde og vekt av fisken er gitt nederst i tabellen.

		Vannlokalitet nr.	008-60879	008-39406	009-28646	009-88851	009-42401
		Navn/Beskrivelse	Lomma oppstrøms Glitredammen	Stokkerelva, NES4	Kjoselva	Kjoselva	Padderudbekke
		Prøve nr.	B-14	B-19	B-26	B-28	B-32
Forbindelse	enhet	EQS					
As (Arsen)	mg/kg		<0.08	0,223	0,168	0,456	<0.08
Cd (Kadmium)	mg/kg		<0.005	0,0119	0,0154	0,0168	<0.005
Co (Kobolt)	mg/kg		0,0106	0,0158	0,0151	0,00993	0,0119
Cr (Krom)	mg/kg		0,0421	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
Cu (Kopper)	mg/kg		0,317	0,779	0,421	0,348	0,3
Hg (Kvikksølv)	mg/kg	0,02	0,0542	0,0278	0,0378	0,0701	0,0325
Mn (Mangan)	mg/kg		0,205	1,11	1,28	0,611	0,478
Ni (Nikkel)	mg/kg		<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
Pb (Bly)	mg/kg		<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
Zn (Sink)	mg/kg		7,94	7,22	7,58	7,55	8,46
PCB-28	µg/kg		<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
PCB-52	µg/kg		<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0,96
PCB-101	µg/kg		0,24	<0.2	0,40	0,36	0,60
PCB118	µg/kg		0,27	<0.2	0,26	0,25	0,74
PCB-138	µg/kg		0,40	0,23	0,37	0,99	0,36
PCB-153	µg/kg		0,60	0,36	0,68	1,80	0,62
PCB-180	µg/kg		0,24	<0.2	0,21	1,00	<0.2
Sum PCB7	µg/kg	0,6	1,75	0,59	2,12	4,4	3,28
Midlere lengde ± SD (cm)			15.3 ± 1.5	20.0 ± 1.8	18.1 ± 2.0	14.8 ± 3.1	14.4 ± 1.5
Midlere vekt ± SD (g)			42 ± 10.6	95.2 ± 28.2	72.7 ± 29.5	41.2 ± 29.2	32.6 ± 10.3

Tittel: Kjemisk prøvetaking, analyse og klassifisering av 46 vannforekomster i vannområdet Indre Oslofjord Vest - 2021
Serie og nummer: Fjeld og Vann Rapport, R4-2022
Dato: Februar 2022
ISBN: 978-82-691555-4-9
Utgiver: Fjeld og Vann AS, Terrasseveien 31 A, 1363 Høvik



FJELD OG VANN AS