



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

NIBIO RAPPORT

VOL.: 2, NR.: 23, 2016

Bekkhus skytebane

Undersøkelse av tungmetaller og PAH i jord og sediment



EIRIK LEIKANGER
NIBIO Klima og miljø

TITTEL

BEKKHUS SKYTEBANE - UNDERSØKELSE AV TUNGMETALLER OG PAH I JORD OG SEDIMENT

FORFATTER

EIRIK LEIKANGER

DATO:	RAPPORT NR.:	TILGJENGELIGHET:	PROSJEKT NR.:	SAKSNR.:
29.01.2016	2(23)2016	Oppdragsgiver	10086.02	
ISBN-NR.:	ISBN DIGITAL VERSJON:	ISSN-NR.:	ANTALL SIDER:	ANTALL VEDLEGG:
	Versjon nr 01		20	3

OPPDRAKSGIVER:

Sarpsborg kommune

KONTAKTPERSON:

Charlotte Iversen

STIKKORD:

Sarpsborg, Tunevannet, forurenset grunn, sediment, leirduebane, blyhagl

FAGOMRÅDE:

Miljøkjemi

SAMMENDRAG:

På oppdrag fra Sarpsborg kommune har Norsk institutt for Bioøkonomi (NIBIO) gjennomført undersøkelser av tungmetaller i jord og sediment ved Bekkhus Skytebane. Hensikten med undersøkelsene var å gi en innledende beskrivelse av forurensning ved skytebanen. På Bekkhus Skytebane, som ligger i nordenden av Tunevannet, har det siden 50-tallet vært drevet trening- og konkurranseskyting på leirduer. Banen har store deler av nedslagsfeltet sitt ut over vannet. Tunevannet er et viktig natur- og rekreasjonsområde i Sarpsborg. Det har derfor vært ønskelig å se nærmere på hvilken effekt skytebanen kan ha for helse og miljø.

I forbindelse med undersøkelsen ble det tatt 8 prøver av sediment i en gradient fra vannkanten og ut mot bøyene som markerer sikkerhetssonen for skytebanen. I tillegg ble det tatt ut 3 prøver av jorden på 10-cm dyp ved standplass.

Analyser av prøvene viste at sediment og jord er påvirket av tidligere aktiviteter ved skytebanen. Prøvene tatt av sedimentet, innenfor banens sikkerhetssone, var meget sterkt forurenset med blyhaglrelaterte tungmetaller. I flere av prøvene ble det påvist konsentrasjoner av As, Sb og spesielt Pb som forventes toksiske effekter på organismer som lever i eller i nærheten av sedimentet (tilstandsklasse V). Ved gjennomgang av prøvene ble det ikke påvist sedimentlevende organismer. 6 av 8 prøver kan klassifiseres som farlig avfall mhp konsentrasjon av Pb. Høyeste påviste konsentrasjon av Pb var 202 000 mg/kg i sedimentet. For As og Sb ble det påvist konsentrasjoner opp til hhv. 865 og 2030 mg/kg. Telling av prøven med høyeste påviste konsentrasjon av Pb indikerte en tetthet på over 17000 hagl/m². En sedimentprøve som ble analysert for PAH viste høye konsentrasjoner, men det er antatt at disse er sterkt bundet til fragmenter i leirduene.

Analyser av jordprøvene tatt på standplass viste konsentrasjoner innenfor akseptkriterier for arealbruk.

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Opphold på skytebanen utgjør ikke noe større helserisiko. Inntak av fisk kan imidlertid være en potensiell eksponeringsvei for mennesker og vilt.

Det er behov for supplerende undersøkelser for å avgrense omfang av forurensning og planlegge tiltak for opprydding. Det vurderes å være risiko for ytterligere spredning av forurensning i Tunevannet og mot Skjørebekken og Vestvannet. Det bør vurderes å gjennomføre supplerende prøvetakning av sediment utenfor sikkerhetssonen til skytebanen (200 m +) og i innløpssonen til Vestvannet, i tillegg til uttak av sedimentsøyler for å vurdere mektighet på påvirkede sedimenter. Det bør vurderes regelmessig uttak av vannprøver i Skjørebekken nedstrøms skytebanen. Det anbefales også å ta prøver av fisk for å avklare eventuell akkumulering av miljøgifter (tungmetaller og PAH), og for å vurdere om skytebanerelatert forurensning akkumuleres i næringskjeden.

LAND:	Norge
FYLKE:	Østfold
KOMMUNE:	Sarpsborg
STED/LOKALITET:	Tunevannet, Sarpsborg

GODKJENT



TROND MÆHLUM

PROSJEKTLEDER



EIRIK LEIKANGER



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

FORORD

På oppdrag fra Sarpsborg kommune har Norsk institutt for Bioøkonomi (NIBIO) utført prøvetakning av jord og sediment ved Bekkhus skytebane. Hensikten prøvetakingen var å påvise eventuell forurensing i forbindelse med skytebanen.

Det tas utgangspunkt i noen få lokaliteter på land og en gradient med sedimentprøver fra skytebanen og utover i Tunevannet. Prøvene er ment å gi en indikasjon på omfang og betydning av skyteaktivitetene, som gjennom flere år har pågått ved Bekkhus. Undersøkelsen er ikke ment å være omfattende nok til å avgrense eventuell påvist forurensing. Dersom det skal gjennomføres andre tiltak er det nødvendig å utvide undersøkelsen med flere prøvelokaliteter.

I denne rapporten presenteres resultater fra prøvetaking av sedimenter, overflatejord og vann i utløpsbekk tatt 17. november 2015. Undersøkelsene er ikke ment å gi en helhetlig vurdering av situasjonen ved skytebanen, men en indikasjon på eventuell forurensing og hvilke effekter det kan ha for helse og miljø.

Ås, 29.01.16

Eirik Leikanger

INNHold

1	INNLEDNING	6
2	MATERIAL OG METODE.....	7
2.1	Tunevannet	7
2.2	Undersøkelser Bekkhus Skytebane	7
2.3	Vurdering av resultatene.....	9
2.3.1	Vurdering av miljørisiko	9
2.3.2	Vurdering av helserisiko.....	9
3	RESULTATER	11
3.1	Visuell gjennomgang av prøvemateriale.....	11
3.2	Metaller i jord og sediment.....	12
3.3	PAH i jord og sediment.....	14
3.4	Metaller og PAH i vannprøver	15
4	VURDERING AV RESULTATENE	16
4.1	Effekter på miljø	16
4.1.1	Spredning	16
4.1.2	Toksikologiske effekter	17
4.2	Helseeffekter	18
5	SAMMENFATTENDE VURDERINGER.....	19

1 INNLEDNING

Bekkhusskytebane ligger i nordenden av Tunevannet utenfor Sarpsborg. Tunevannet er et viktig natur- og rekreasjonsområde, som er flittig brukt av befolkningen i Sarpsborg. Det har derfor vært ønskelig å se nærmere på hvilken effekt skytebanen kan ha for helse og miljø.

På Bekkhusskytebane har det siden 50-tallet vært drevet trening- og konkurranseskyting på leirduer (skeet, trap og sporting). Ved undersøkelser av eldre leirduebaner blir det normalt påvist høye konsentrasjoner av bly. Det er vel kjent at bly kan ha negative effekter på miljøet og mennesker. NJFF innførte derfor forbud mot blyhagl i sine konkurranser i 1991 og i 2002 kom det offentlige forbudet mot bruk av blyhagl på skytebaner. Fra 2005 til 2015 var det totalforbud mot bruk av blyhagl i Norge. Det er ikke kjent at stålhagl utgjør noen stor potensiell forurensingsrisiko. Det er derfor først og fremst blyhagl avsatt før forbudet som utgjør et forurensingsproblem.

Forurensinger fra skytebaner dreier seg i hovedsak om overflateforurensinger som potensielt kan spres gjennom kontakt med overflatevann, nedvasking til grunnvann og via støv. Forurensing kan derfor finnes igjen i jord, sedimenter og tilgrensende vannforekomster.

Blyhagl består hovedsakelig av bly (97 %) som er leget med antimon (ca. 2 %). I tillegg inneholder blyhagl noe arsen (0,5 %) og nikkel (0,5 %). Hagl fra leirduebaner kan spres over et stort areal. Leirduer skytes fra en eller flere punkter, i forskjellige retninger, både i luften og langs bakken. Skyting på bevegelige mål har stor effekt på spredningen av leirduer og hagl på banene. Skudd fra hagl har begrenset rekkevidde. På skytebaner vil hagl finnes igjen 120 - 200m fra standplass. Anslagsvis vil et område i størrelsesorden 5 000 – 10 000m² kunne påvirkes av hagl fra leirduebaner (Voie, et al. 2010; Bolstad, 2014).

Leirduen er laget av bitumen og kalk. Bitumen er et hydrokarbon som forekommer naturlig og som er et restprodukt etter destillering av råolje (bitumen også som tilsetningsstoff i asfalt). I forbindelse med leirduebaner påvises det normalt PAH-forbindelser, spesielt på eldre leirduebaner kan det påvises forhøyede konsentrasjoner. I dag finnes det mange typer av leirduer som inneholder større andeler mengder av stoffer som gips, kalk og aske. Leirduer har en rekkevidde på 40-60 m (Voie, et al. 2010; Bolstad, 2014).

I denne rapporten presenteres resultater fra prøvetaking av sedimenter, overflatejord og vann i utløpsbekk gjennomført 17. november 2015. Undersøkelsene er ikke ment å gi en fullstendig vurdering av situasjonen ved skytebanen, men en innledende beskrivelse av eventuell forurensing og mulige effekter for helse og miljø.

2 MATERIAL OG METODE

2.1 Tunevannet

Tunevannet ligger sentrumsnært og er et viktig natur- og rekreasjonsområde i Sarpsborg. Innsjøen dekker et areal på 2,3 km², har et gjennomsnittsdyp på 5,4 m og et maksimalt dyp på ca. 12 m. Tunevannet utgjør en relativt stor del av innsjøens totale nedbørsfelt på 6,5 km². Nedbørfeltet er lite sammenlignet med innsjøens størrelse, noe som gir en lang oppholdstid, mer enn 6 år. Tunevannet drenerer til Vestvannet gjennom Skjørenbekken i nord.

Tunevannet er en eutrof innsjø med et stort antall fiskearter, blant annet gjedde, abbor, mort, brasme, gjørs, laue, hork og sørv. Siden slutten av 80-tallet har det vært problemer med oppblomstring av alger i Tunevannet. Det har blitt gjennomført en rekke tiltak for å begrense oppblomstringen. Herunder tiltak for å begrense bestanden av bunnlevende sedimentspisende fisk (mort og brasme, laue og hork) gjennom tynningsfiske og utsetting av predatorfisk. Tiltaket ble sist gjennomført i 2003/2004, og senere undersøkelser har vist at det hadde effekt frem til 2008. Tiltaket har hatt avtagende effekt, noe som antas å ha sammenheng med at karpefiskbestanden har bygget seg opp igjen (Annadotter og Forssblad, 2002).

Bekkhuss Skytebane ligger i nordenden av Tunevannet, ved Skjørenbekken.

2.2 Undersøkelser Bekkhuss Skytebane

Undersøkelsen ble utført den 17. november 2015. Det ble tatt ut prøver fra 12 ulike lokaliteter. Prøvepunktene ble markert med håndholdt GPS. Lokalitetene er vist i figur 1.



Figur 1: Oversikt over lokaliteter for prøvetaking ved Bekkhuss skytebane den 17. november 2015.

Det ble tatt ut 8 prøver av sediment (BS75, BS100, BS100-N, BS100-S, BS125, BS150, BS175 og BS200) i en gradient fra vannkanten og ut mot bøyene som markerer sikkerhetssonen for skytebanen. Avstanden mellom hvert prøvepunkt var 25 m. Vanddypet i dette området varierte mellom 2 og 4 m. Prøve BS75 ble tatt i kanalen på ca. 1 m dyp. Prøvene ble tatt opp med en sedimenthenter som dekker et areal på 132 cm² (11 x 12 cm) (bilde 1). Sedimenthenteren tar ut prøve fra de 5-10 øverste cm. Prøvene ble overført til inspeksjonsbøtte (bilder i vedlegg 1) og deretter pakket på glassbeholdere før innsending for analyse. På laboratoriet ble prøvene oppsluttet og analysert for arsen (As), kadmium (Cd), krom (Cr), kopper (Cu), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb), sink (Zn) og antimon (Sb). Det ble tatt ut delprøver av BS200 og BS125, der hagl ble siktet bort før prøven ble oppsluttet og analysert (merket u/hagl). Prøve BS75 ble også analysert for PAH-forbindelser (PAH-16).



Bilde 1: sedimenthenter brukt for uttak av prøver.

På standplass ble det tatt ut totalt 3 prøver av overflatejord (BS1-1, BS2-1 og BS2-2). Prøve BS1-1 og BS2-1 ble tatt ut på 10 – 20 cm dyp, under gressdekket, rett i forkant av midterste standplass på hver av de to leirduebanene. Prøve BS2-2 ble tatt ut i nedslagsområdet for leirduer. Prøven ble tatt av overflatejorden etter at rester av fragmenterte leirduer var skrapet bort. Prøvemateriale ble sendt til analyse i rilsanposer. Prøvene ble oppsluttet og analysert for arsen (As), kadmium, Cd), krom (Cr), kopper (Cu), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb), sink (Zn) og antimon (Sb). Prøve BS2-2 ble også analysert for PAH.

Det ble tatt ut 100 ml filtrert vannprøve (filtrert med 0,45 µm filter ved uttak) for analyse av PAH-16 og metaller: arsen (As), kadmium (Cd), krom (Cr), kopper (Cu), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb), sink (Zn), antimon (Sb), kobolt (Co), molybden (Mo) og vanadium (V).

Alle analyser har blitt utført av ALS, et akkreditert laboratorium.

2.3 Vurdering av resultatene

2.3.1 Vurdering av miljørisiko

I vurderingen av analyseresultater er “Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota” (TA-3001/2012) benyttet. Dokumentet legger til grunn tilgjengelig toksisitetsdata og disse er sammenstilt og vurdert. Klassifiseringssystemet utgjør 5 tilstandsklasser basert på forventet toksisitetsnivå for organismer (tabell 1). Grensene mellom tilstandsklassene kan variere noe avhengig av miljøforhold i resipient (for eksempel ferskvann, kystvann, sjøvann, surt vann, bløtt og hardt vann).

Tabell 1: Tilstandsklasser i miljøklassifisering for ferskvann og sedimenter (TA-3001/2012)

Klasse I Bakgrunn	Klasse II God	Klasse III Moderat	Klasse IV Dårlig	Klasse V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved korttids-eksponering	Omfattende toksiske effekter

Grensen mellom tilstandsklasse I og II representerer forventet bakgrunnsnivå. Øvre grense for tilstandsklasse II er bestemt ut ifra toksisitetsdata og tilsvarer konsentrasjoner hvor det ikke forventes å oppstå toksiske effekter på organismer i miljøet (PNEC - Predicted No Effect Concentration). Bakgrunnen for toksisitetsdata er hovedsakelig konsentrasjoner hvor det ikke har blitt observert effekter i kroniske toksisitetstester (NOEC – No Effect Concentration) eller statistiske analyser av effektkonsentrasjoner (SSD – Species Sensitivity Distribution). I tilstandsklasse III forventes det kroniske effekter på organismer ved langtidseksponering. Grensen mellom tilstandsklasse III og IV er bestemt ut fra akutt toksisitet. Grenseverdier er satt ut ifra laveste LC50(Lethal Concentration 50 - konsentrasjon der 50 % testindividene dør) verdi eller SSD-analyser, hvor det i begge tilfeller er lagt inn en sikkerhetsfaktor. Over denne grenseverdien (klasse IV) kan en forvente å se akutt toksiske effekter på organismer etter kort eksponering. Grensen mellom klasse IV og V tilsvarer beregnet verdi for klasse IV, men uten sikkerhetsfaktoren. Ved konsentrasjoner i klasse V forventes omfattende toksiske effekter.

Tilstandsklasser med grenseverdier for analyserte komponenter er vedlagt (vedlegg 2)

2.3.2 Vurdering av helserisiko

For å vurdere helserisiko er “Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn” lagt til grunn (TA-2553/2009). Veilederen baserer seg på et 5-delt klassifiseringssystem basert på risikovurderinger av hvilke konsentrasjoner av miljøgifter som er helsemessig akseptabelt (tabell 2). Tilstandsklassene er kvalitetssikret av norske helsemyndigheter og sammenholdt med norske og andre lands erfaringer. Tilstandsklassene utgjør et grunnlag for vurdering av helserisiko uten å måtte gjøre stedspesifikke vurderinger.

Tabell 2: Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn (TA-2553/2009)

Klasse I Meget God	Klasse II God	Klasse III Moderat	Klasse IV Dårlig	Klasse V Svært dårlig	Farlig avfall
------------------------------	-------------------------	------------------------------	----------------------------	---------------------------------	----------------------

Helserisikoen er avhengig av forurensingskonsentrasjoner og eksponeringstid. Eksponeringstid er avgjørende for risikoen forbundet med å oppholde seg på et forurenset område. Det skilles derfor mellom ulike arealbruk når akseptkriterier for helse skal vurderes. Forsvarets forskningsinstitutt (Voie et al. 2010) anbefaler at skytebaner skal behandles som friluftsområder i henhold til kriterier i veileder TA-2553/2009. For arealbruk "friluftsområder" skal analyserte komponenter tilsvare tilstandsklasse III "moderat" eller bedre. Kategorien åpner likevel for at jord med konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse IV "dårlig" og tilstandsklasse V "svært dårlig" kan aksepteres dersom en egen risikovurdering av helse og spredning viser akseptabel risiko.

Konsentrasjoner som overstiger øvre grense i tilstandsklasse V ansees som farlig avfall (tabell 2)

Tilstandsklasser med grenseverdier for "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn" (TA-3001/2012) er vedlagt (vedlegg 3)

3 RESULTATER

3.1 Visuell gjennomgang av prøvemateriale

Ved prøvetaking ble sediment overført til en plastbøtte for inspeksjon (vedlegg 1). Når prøvemateriale fra prøve BS175, BS150, BS125, BS100, BS100-N og BS100-S ble sluppet i bøtte hørte man hagl som traff bunnen. Det ble tatt en ekstra prøve av BS150 hvor finstoff ble vasket bort (bilde 2). Prøven inneholdt 227 hagl hentet fra et areal på 132 cm² (11 x 12 cm). Stikkprøven indikerer dermed en forekomst i størrelsesorden 17000 hagl/m² ved BS150. Flere hagl viste tydelige tegn til korrosjon, med et ytre løst lag. Prøven inneholdt også hagl som var unaturlig små. Prøven inkluderer sannsynligvis både stål og blyhagl.



Bilde 2: Hagl vasket ut av en prøve (132 cm²) ved BS150. Prøven inneholdt 227 hagl.

Prøven tatt i kanal/nærmest land (BS75) inneholdt noe planterester (takrør) og fragmenter av leirduer (vedlegg 1). Bilde 3a og b viser nedfallsområdet for leirduer, prøve BS75 er tatt til venstre i bilde 3a.



Bilde 3: Bilde A viser nedfallsområder for leirduer ned mot utløpsbekk/kanal. Bilde B viser nedfallsområder i vegetasjonsbeltet mellom standplass og Tunevann.

I sedimentprøvene ble det ikke påvist synlige vannlevende organismer. Sedimentene bestod av finstoff (organisk materiel, samt silt og leire), i tillegg til hagl og fragmenter av leirduer. Prøve BS75 ble tatt ut i kanalen i overgangen mellom vegetasjon og åpent vann. Det ble ikke påvist vannplanter eller røtter i øvrige sedimentprøver.

I jordprøvene tatt ved BS1-1 (bilde 4A) og BS2-1 (bilde 4B) ble det funnet fragmenter av leirduer, patronhylser og patronhetter. I begge prøvehull ble det funnet flere meitemark. Prøven ble tatt ut under gressdekke på 10 - 20 cm dyp.



Bilde 4: Prøvetakingsgrop for BS1-1 (A) og BS2-1 (B).

På lokalitet BS2-2 var grunnen preget av planterester og rester av leirduer (det ble ikke tatt bilde, men lokaliteten kan sammenliknes med bilde 3a). Massene ved prøvepunktet er gammelt sediment, gravd opp fra kanalen, og lagt opp i forkant av standplass. Et øvre lag på 5 - 10 cm med fragmenterte leirduer ble tatt bort før prøvetakning. Prøvene som ble tatt ut inneholdt noe fragmenter fra leirduer.

3.2 Metaller i jord og sediment

Analyseresultatene viste svært høye konsentrasjoner av Pb (tilstandsklasse V) ved prøvepunkt BS100-N, BS100-S, BS125, BS150, BS175 og BS200. Påviste konsentrasjoner var så høye at massene kan klassifiseres som farlig avfall (TA2553-2009). Ved BS75 og BS100 ble det påvist konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse III for Pb.

Ved BS100N, BS125, BS150 og BS175 var sedimentet svært forurenset med As (tilstandsklasse IV-V). I sedimentet ved BS75, BS100, BS100N, BS125, BS150 og BS175 ble det påvist svært høye konsentrasjoner av Sb.

For Cu, Cr, Hg, Ni og Zn viste analysene lave konsentrasjoner i alle sedimentprøver (tilstandsklasse 1-2) (tabell 3). For Cd viste analysene forhøyet, men moderat forurensingsnivå (tilstandsklasse III),

i prøvene fra BS-100 N, BS125 – BS-175. I prøven fra BS150 ble det påvist høy konsentrasjon av Cd (tilstandsklasse IV).

Sediment prøvene hadde lavt til moderat innhold av organisk materiale (6,5 – 11,9 % TS).

I prøven fra BS125 var det kun små forskjeller mellom delprøvene analysert med og uten hagl, mens analysene i delprøvene fra BS200 viste stor forskjeller mhp konsentrasjon av Pb. Forskjellen kan skyldes vekten av stålhagl som inkluderes i opprinnelig analyse, mens som er filtrert ut i prøvene merket u/hagl.

Tabell 3: Analyseresultater for metaller i sediment. Fargekoder for As, Cd, Cu, Hg, Ni og Zn er hentet fra klassegrenser for sedimenter i ferskvann (TA3001-2012). *For Pb er det bruk tilstandsklasser for sediment i kystvann (grunnet manglete grenseverdier for klasse III-V i ferskvannsedimenter). **For Sb, hvor det ikke er laget klassegrenser for miljøeffekter i sedimenter, er helsebaserte akseptkriterier for jord benyttet til sammenligning (FFI, 2010).

Sediment	Gløde tap	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb*	Zn	Sb**
	% TS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS
BS75	10,8	1	1,1	31	29	0,08	33	461	271	863
BS100	9,3	8	1,0	45	37	0,07	40	402	255	956
BS100-S	11,3	10	1,2	36	33	0,09	39	4 850	219	13
BS100-N	6,45	193	3,1	21	29	0,11	23	28 500	120	936
BS125	7,66	325	4,6	90	99	0,52	71	60 100	150	1 800
BS125 u/hagl	7,49	450	7,0	29	39	0,15	31	113 000	309	1 450
BS150	8,1	865	13,0	22	101	0,28	28	202 000	172	1 300
BS175	11,9	477	7,3	23	38	0,16	29	123 000	251	2 030
BS200	8,11	4	1,3	30	26	0,07	34	98	223	12
BS200 u/hagl	8,68	19	1,1	22	21	0,07	25	7 260		4

Analyser av jord i 10-20cm dybde viste at BS1-1 og BS2-1 var moderat forurenset av Pb (tabell 4). Iht til veileder for helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn (TA-2553/2009) tilsvarer påviste konsentrasjoner hhv. klasse IV og III.

For øvrige analyserte komponenter ved BS1-1 og BS2-1, samt alle analyserte komponenter ved BS2-2, var påviste konsentrasjoner lave og tilfredsstillende.

Tabell 4: Analyseresultater av metaller i overflatejord fra standplass. Fargekoder benyttet på As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn er hentet fra helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn (TA-2553/2009). For Sb er det benyttet helsebaserte akseptkriterier for jord fra FFI-veileder (FFI, 2010).

Overflatejord /standplass	Gløde tap (LOD)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Sb
	% TS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS	mg/kgTS
BS1-1	-	1,0	0,1	15,0	18	0,0	11	459	49	13
BS2-1	-	<0,5	0,2	24,0	32	0,2	19	170	109	2
BS2-2	-	<0,5	0,8	2,3	13	0,1	3	27	242	4

3.3 PAH i jord og sediment

Påviste konsentrasjoner av PAH-forbindelser i prøve BS2-2 var høye. Etter helsebaserte tilstandsklasser (TA-2553/2009) kan prøvepunktet klassifiseres som svært forurenset med hensyn på PAH16 og benso(a)pyren. Påviste konsentrasjoner av disse forbindelsene var likevel lavere enn hva som ansees som farlig avfall (hhv. 2500 og 100 mg/kg TS). Det foreligger ikke helsebaserte tilstandsklasser for andre PAH-forbindelser enn benso(a)pyren og Σ PAH16. Sammenlikning med klassegrenser for miljøpåvirkning i sediment (TA-3001/2012) viste at påviste konsentrasjoner ved BS2-2 svært høye (klasse IV-V, med unntak av Acenaftylen som tilsvarte klasse III).

Ved BS75 ble det påvist høye konsentrasjoner for flere PAH-forbindelser. For antracen, fluoranten og pyren ble det påvist konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse V. Med to unntak, acenaftylen og fluoren, ble det påvist konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse III-IV.

Tabell 5: Analyseresultater av PAH-forbindelser i sediment og overflatejord. Fargekoder for sediment er hentet fra klassegrenser for sedimenter i ferskvann (TA3001-2012). Klassegrenser for overflatejord er hentet fra helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn (TA-2553/2009). I egen kolonne er overflatejord sammenlignet med klassegrenser for sedimenter. Hvite felt tilsier at det ikke finnes klassegrenser for komponentene i den aktuelle veilederen.

Komponent	Enhet	Overflatejord/ standplass		Sediment
		BS2-2		BS75
		TA2553/2009	TA3001/2012	TA3001/2012
Naftalen	mg/kg TS	0,3	0,3	0,047
Acenaftylen	mg/kg TS	0,041	0,041	<0.010
Acenaften	mg/kg TS	4,9	4,9	0,5
Fluoren	mg/kg TS	2,5	2,5	0,18
Fenantren	mg/kg TS	50	50	1,2
Antracen	mg/kg TS	9,4	9,4	0,47
Fluoranten	mg/kg TS	27	27	1,3
Pyren	mg/kg TS	32	32	1,9
Benso(a)antracen	mg/kg TS	13	13	0,77
Krysen	mg/kg TS	12	12	0,88
Benso(b+j)fluoranten	mg/kg TS	9,4	9,4	0,96
Benso(k)fluoranten	mg/kg TS	2,9	2,9	0,38
Benso(a)pyren	mg/kg TS	6,9	6,9	0,76
Dibenso(ah)antracen	mg/kg TS	1,6	1,6	0,16
Benso(ghi)perylene	mg/kg TS	4,6	4,6	0,58
Indeno(123cd)pyren	mg/kg TS	3,4	3,4	0,4
Σ PAH-16	mg/kg TS	180	180	10,5
Σ PAH carcinogene	mg/kg TS	49,2	49,2	4,31

3.4 Metaller og PAH i vannprøver

Vannprøven fra utløpsbekk (Skjørenbekken) viste lave konsentrasjoner av metaller (tilstandsklasse I - II). Det ble ikke påvist PAH-forbindelser i vannprøven (tabell 6).

Tabell 6: Analyseresultater for metaller og PAH i utløpsbekk (Skjørenbekken). Fargekoder for metaller og PAH er hentet fra klassegrenser for vannkvalitet i ferskvann (TA3001-2012).

Komponent	Enhet	Utløpsbekk 17.11.15
As	µg/l	0,389
Cd	µg/l	0,00448
Co	µg/l	0,0517
Cr	µg/l	0,0216
Cu	µg/l	1,17
Hg	µg/l	<0.002
Mo	µg/l	0,191
Ni	µg/l	0,565
Pb	µg/l	0,864
Zn	µg/l	8,65
V	µg/l	0,229
Sb	µg/l	0,266
Sum PAH-16	µg/l	n.d.
Sum PAH carcinogene [^]	µg/l	n.d.

4 VURDERING AV RESULTATENE

4.1 Effekter på miljø

4.1.1 Spredning

Resultatene viste at alle sedimentprøvene var meget sterkt forurenset med blyhagrelaterte tungmetaller (Pb, Sb, As). De fleste med svært store mengder Pb. På det meste 202 000 mg/kg TS (20,2 vekt% av sedimentet var Pb). Dette gjaldt prøve BS150 som ligger midt i nedslagsfeltet til skeetbanen. Påvist konsentrasjon av Pb ved BS150 tilsvarer 80 ganger konsentrasjonen av hva som vurderes som farlig avfall. Telling viste ca. 17000 hagl/m², både av bly- og stålhagl.

Blyhagl kan være tilstede i miljøet i svært lang tid. Det er gjennomført studier som tyder på at blyhagl omdannes til andre Pb-forbindelser etter 54-63 år, mens haglet først vil være helt omdannet etter 100-300 år (Jørgensen og Williems, 1987). Når metallisk bly avsettes i jord eller sediment vil det korrodere og det dannes sekundære blyforbindelser. I oksygenholdig vann vil bly oksidere til blyoksid (PbO). I sure miljøer (pH < 7) reagerer blyoksidet med tilgjengelig karbondioksid og danner løselige blykarbonater (PbCO₃, Pb₃(CO₃)₂(OH)₂). Frigjøring av blykarbonater eksponerer overflaten til blyhaglet for ytterligere korrosjon. I alkaliske miljøer (pH > 7) vil karbonatiseringen av blyoksid stoppe opp som følge av lave konsentrasjoner av tilgjengelige protoner. Blyoksidet er lite mobilt og vil være bundet til partikler i jord, sediment eller på blyhaglets overflate (Schuehammer og Norris, 1995; Rognerud og Rustadbakken, 2006).

Vasking av avsatt blyhagl ved BS150 viste tegn til korrosjon på haglene, både med hensyn til skorpedannelse og størrelse. Tilsvarende skorpedannelse har blitt observert på blyhagl avsatt på bunnen i bekker. Analyser av haglene har vist at skorpen består av blyoksider (Schuehammer og Norris, 1995). Funn av hagl med tydelige tegn til forvitring og analyser av siktede prøver (der hagl er fjernet før analyse) indikerer spredning av Pb, As og Sb til sedimentet. Dette sannsynliggjør videre spredning til vannfasen, gjennom suspensjon av partikulært bundet bly og løste blyioner.

Den vaskede prøven inneholdt både bly og stålhagl. Stålhagl antas i seg selv å være uproblematisk for vannmiljøet. Forekomst av stålhagl sammen med bly kan imidlertid bidra til økt utlekking av bly. Oksidert stål øker tilgangen på løste jernoksider som ved å danne komplekser med Pb og Sb kan dermed bidra til mobiliseringen av metallene (Rognerud, 2005).

I stillestående vann på skytebaner har det tidligere blitt målt konsentrasjoner av bly på over 100 µg/l (tilstandsklasse V for ferskvann iht. TA3001-2012) (Bolstad, 2014). Grunnet stor fortykning i Tunevannet er det ikke sannsynlig med slike konsentrasjoner, men det er nærliggende å anta at vannkvaliteten vil påvirkes av det forurensete sedimentet. Forurenset område i Tunevannet ligger ved utløpet. Vannutskiftingen her vil være raskere enn i vannet for øvrig. Vannprøven tatt i utløpsbekken viste ikke økte konsentrasjoner av metaller (tabell 6).

Så å si hele nedfallsområdet til skeetbanen er over vann med 2 - 4m dyp. Hagl vil avsettes og akkumuleres i den øvre del av sedimentet. Grunnet haglets egenvekt og vindpåvirkning vil hagl kunne migrere noe nedover i sedimentet. Over tid forventes eksponeringen av avsatt hagl å avta som følge av nydanning av sediment (sedimentasjon av døde alger, partikler mm.). I en innsjø som Tunevannet vil sedimenteringsraten være anslagsvis 1-5 mm/år. Siden opprettelsen av skytebanen

kan sedimentet anslagsvis ha økt med 65 – 325 mm (65 år). Siden innfølingen av totalforbudet mot blyhagl i 2002 kan dannelsen av sediment være om lag 13 – 65 mm (13 år). De forurensete sedimentene vil ikke ligge stabilt siden vindpåvirkning kan gi omrøring, der forurenset sediment blandes med nydannet sediment. Sedimenteringsrater gir en indikasjon på hvor dypt i sedimentet en kan forvente å finne spor etter hagl. For å vurdere spredning og forurensing i ulike sedimentlag er det nødvendig å ta ut sedimentsøyler.

Vind som presser overflatevann ned mot bunnen i strandsonen kan medføre oppvirvling av sediment. Påvirkningen fra vind vil ikke kunne flytte avsatt hagl, men fraksjoner og forvittringsprodukter kan suspenderes ved vindomrøring. Tilsvarende kan sediment røres opp av bunndyr, fisk og vannlevende fugl (bioturbasjon). Sedimentspisende fisk kan bidra til aktiv spredning ved oppvirvling av partikler og gjennom ekskrementer i den frie vannfasen. For å vurdere spredning av skytebanemetaller utover det undersøkte området bør det vurderes uttak av sedimentprøver i Tunevannet utenfor sikkerhetssonen til skytebanen (200 m +). Suspenderede partikler kan transporteres mot Skjørenbekken og videre til Vestvannet. Prøvetaking av sediment i innløpssonen til Vestvannet bør vurderes. Regelmessig uttak av vannprøver i området nedstrøms Bekkhus Skytebane bør vurderes (hver mnd).

PAH-forbindelsene er sterkt bundet i leirduefragmentene. Spredningen til miljøet vurderes å være minimal, og knyttet til småfragmenter av knuste leirduer. Mudring av kanalen der en del leirduer avsettes kan bidra til spredning av PAH-forbindelser.

For prøvene tatt rett ved standplass BS1-1 og BS2-1 ble det påvist moderate konsentrasjoner av PAH (hhv. 459 og 170 mg/kg).

4.1.2 Toksikologiske effekter

Ved påviste konsentrasjoner av As, Sb og spesielt Pb forventes toksiske effekter på sedimentlevende organismer. Ved BS150, midt i nedfallsområdet til skeetbanen, ble det påvist konsentrasjoner av bly som tilsvarer 80 ganger grenseverdien for farlig avfall. Ved gjennomgang av prøvemateriale ble det ikke påvist organismer i sedimentet. Vannlevende organismer i andre områder kan også påvirkes av forurensingen. Det kan være risiko for at sedimentspisende karpefisk kan ta opp forurensning via føden. Organismer kan påvirkes av løst eller partikulærbundet forurensing. Pb bioakkumuleres i organismer og kan oppkonsentreres i næringskjeden. Undersøkelse av fisk utsatt for avrenning fra skytebaner har vist akkumulering av Pb og Sb på gjeller og i lever, samt redusert ALA-D (δ-aminolevulinic acid dehydratase) aktivitet (blant annet Heier et al. 2009 og Mariussen et al. 2009).

Sedimentspisende fisk kan bidra til spredning ved oppvirvling av partikler og gjennom ekskrementer i den frie vannfasen. Etter tiltak med tynningsfiske har bestanden av karpefisk i Tunevannet bygget seg opp igjen (Annadotter og Forssblad, 2002).

Blyhagl i bunnsedimentene utgjør en risiko for andefugl. Andefugl tar opp sand, grus og småstein i kråsen for å fordøye maten. Blyhagl forveksles med småstein. I det sure miljøet i kråsen løses blyhaglet opp og blir tatt opp i blodbanen slik at det medfører akutt blyforgiftning. Det er antatt at et blyhagl løses opp i kråsen i løpet av 20 dager, og at 1-2 hagl kan gi blyforgiftning med dødelig utgang for fugl (Sanderson og Bellrose, 1986; Windingstad & Hinds III, 1987).

PAH-forbindelser bundet i leirduer forventes ikke å være mobile. Risikoen for toksiske effekter på vannlevende organismer forventes å være lav.

4.2 Helseeffekter

Helserisiko for mennesker som ferdes rundt Tunevannet vil eventuelt være knyttet til overflatenær forurensing. Oralt inntak av støv og partikler, samt inhalering av gasser, kan være mulige eksponeringsmåter. Helserisiko vil være avhengig av forurensingskonsentrasjoner og eksponeringstid. Det skilles mellom ulike arealbruk når akseptkriterier for helse skal vurderes. Arealbruk er avgjørende for mennesker oppholdstid og eksponering for forurensingen.

Forsvarets forskningsinstitutt (Voie et al. 2010) anbefaler at skytebaner skal behandles som friluftsområder i henhold til kriterier i veileder i TA-2553/2009 (Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn). For arealbruk "friluftsområder" skal analyserte komponenter tilsvare tilstandsklasse III "moderat" eller bedre. Kategorien åpner allikevel for at jord med konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse IV "dårlig" og tilstandsklasse V "svært dårlig" kan aksepteres dersom en risikovurdering av helse og spredning viser akseptabel risiko.

Analysene viste at undersøkte lokaliteter tilfredsstilte kravet om tilstandsklasse III, med unntak av BS1-1 der påvist konsentrasjon av Pb tilsvarte tilstandsklasse IV. Øvre grense for Pb i tilstandsklasse III er 300 mg/kg. NGU (2007), som utarbeidet bakgrunnsdokumentet til veilederen, beregnet øvre grense for Pb i tilstandsklasse III til 600 mg/kg. Bakgrunnen for skjerpelsen i veilederen er en studie på forholdet mellom bly i jord og blod som tar utgangspunkt i områder hvor eksponeringen er meget høy (følsomt arealbruk). FFI (Voie et al. 2010) argumenterer for at akseptkriteriene foreslått av NGU (2007) bør være tilstrekkelig for med hensyn på den begrensede tiden man oppholder seg på en skytebane. I tillegg legges det til grunn at eksponering for påvirket jord reduseres av et permanent dekke med vegetasjon (plen).

For PAH ble det påvist konsentrasjon av Σ PAH₁₆ tilsvarende tilstandsklasse V "svært dårlig", mens det for benzo(a)pyren ble påvist konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse IV "dårlig" (TA-2553/2009). Påviste konsentrasjoner var i nedfallsområdet til leirduer. Det er vel kjent at eldre leirduer hadde et høyt innhold av PAH. Studier tyder på at PAH er sterkt bundet til kalkstein i leirdua og dermed ikke er biotilgjengelig eller mobile (Bolstad, 2014).

Med hensyn på påviste forurensing, eksponering, biotilgjengelighet og mobilitet vurderes helserisikoen forbundet med å oppholde seg på skytebanen til å være akseptabel. Det påpekes at det at i utførte undersøkelser har ikke ble tatt ut nok prøver til å gjøre en helhetlig vurdering iht. gjeldende retningslinjer.

Mennesker kan eksponeres for Pb, og andre tungmetaller, gjennom inntak av påvirket fisk og vilt (Scheuhammer og Norris, 1995). Siden Pb kan bioakkumulere i næringskjeden, anbefales det å gjennomføre undersøkelser av fisk (lever, nyre og muskel) for å kunne vurdere bioakkumulering av tungmetaller.

5 SAMMENFATTENDE VURDERINGER

Undersøkelsen viste at sediment og jord er påvirket av tidligere aktiviteter ved skytebanen. I nedfallsområdet for hagl viste de fleste prøvene at sedimentet var meget sterkt forurensset med blyhaglrelaterte tungmetaller. Ved påviste konsentrasjoner av As, Sb og spesielt Pb forventes toksiske effekter på organismer som lever i eller i nærheten av sedimentet. Ved BS150 indikerte telling en tetthet på over 17000 hagl/m². Sedimentprøven viste konsentrasjoner av Pb som tilsvarer 80 ganger grenseverdien for farlig avfall. Ved gjennomgang av prøvene ble det ikke påvist sedimentlevende organismer.

Undersøkelsene viste korrosjon av vannavsatte hagl. Det vurderes å være risiko for ytterligere spredning av forurensning i Tunevannet, Skjørenbekken og Vestvannet. Partikulært bundet bly og løste bly-ioner kan resuspenderes og transporteres til andre områder. Det bør vurderes å gjennomføre supplerende prøvetakning av sediment utenfor sikkerhetssonen til skytebanen (200 m +) og i innløpssonen til Vestvannet. Det bør vurderes regelmessig uttak av vannprøver i Skjørenbekken nedstrøms skytebanen.

Det anbefales å ta prøver av fisk for å avklare eventuell akkumulering av miljøgifter (tungmetaller og PAH), og for å vurdere om skytebanerelatert forurensning akkumuleres i næringskjeden. Inntak av fisk er en potensiell eksponeringsvei for mennesker og vilt.

Analyser av jordprøvene tatt på standplass viste konsentrasjoner innenfor akseptkriterier for arealbruk. Opphold på skytebanen utgjør ikke noe større helserisiko.

Gjennomførte undersøkelser gir en innledende beskrivelse av forurensning ved skytebanen. Det er behov for supplerende undersøkelser for å avgrense omfang av forurensning og planlegge tiltak for opprydding.

REFERANSER

- Annadottor, H. og Forsblad, J. 2010. Restaurering av Tunevannet. Forslag på fortsatta åtgärder och undersökningar. Regito AB.
- Bolstad, M. 2014. Kunnskapsstatus og kunnskapsbehov knytt til grunnforureining ved skytebaner – Utgreiing om problemomfang og kunnskapsgrunnlag. Forsvarsbygg Futura rapport 2014/609 (Miljødirektoratet rapport M-348).
- Gundersen, H., Rindal, B.I., og Brainerd, S. 2006. Norges Jeger- og Fiskerforbunds Testjegerprosjekt – en vurdering av drepeevne for ulike hagltyper. Høgskolen i Hedemark. Oppdragsrapport nr. 1-2006.
- Heier, L.S., Lien, I.B., Strømseng, A. E., Ljønes, M., Rosseland, B.O., Tollefsen, K.E. og Salbu, B. 2009. Speciation of lead, copper, zinc and antimony in water draining a shooting range – Time dependant metal accumulation and biomarker responses i brown trout (*Salmo trutta* L.). *Science of the Total Environment* 407. S. 4047-4055.
- Johansen, P., Asmund, G. og Riget, F. 2004. High human exposure to lead through consumption of birds hunted with lead shot. *Environmental pollution* 127 (2004) s. 125-129.
- Mariussen, E., Ljønes, M., Behman, N., Løkke, M. og Voie, Ø. 2009. Undersøkelse av bly og kobber i abbor (*Perca fluviatilis*) hentet fra Steinsjøen skytefelt. Forsvarets forskningsinstitutt (FFI)
- Voie, Ø., Strømseng, A., Johnsen, A., Rosslund, H.K., Karsrud, T. og Longva, K. 2010. Veileder for undersøkelse, risikovurdering, opprydning og avhending av skytebaner og øvingsfelt. Forsvarets forskningsinstitutt (FFI). Rapport 2010/00116.
- Rognerud, S. 2005. Konsentrasjoner av metaller I bekker og sig som avvanner sivile skytebaner. NIVA-rapport 5074-2005.
- Rognerud, S. og Rustadbakken, A. 2006. SFTs skytebaneprojekt. Tungmetallavrenning fra sivile skytebaner – Resultater fra undersøkelser i 2006. NIVA-rapport 5367-2007.
- Sanderson, G.C. og Bellrose, F.C. 1986. A review of the problem of lead poisoning in waterfowl. *Illinois Natural History Survey Special Publications* 4.
- Scheuhammer, A.M. og Norris, S.L. 1995. A review of the environmental impacts of lead shotshell ammunition and lead fishing weights in Canada. *Occasional paper* nr. 88. Environment Canada, Canadian Wildlife Service.
- Windingstad, R.M. & Hinds III, L.S. 1987. Lead poisoning in Canada Geese on Plum Island, Massachusetts. *Journal of Wildlife Diseases*. Vol. 23, nr. 3. s. 438-442.

VEDLEGG

Vedlegg 1: Bilder av sedimentprøver

Vedlegg 2: Tilstandsklasser TA-3001/2012

Vedlegg 3: Tilstandsklasser TA-2553/2009

Vedlegg 1: Bilder av sedimentprøver

BS 200



BS 175



BS 150



BS 125



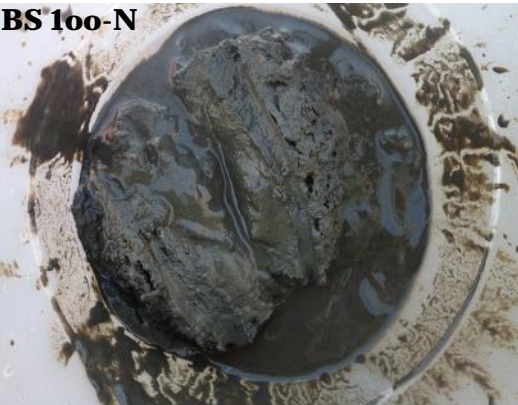
BS 100-S



BS 100



BS 100-N



BS 75



Vedlegg 2: Tilstandsklasser TA-3001/2012

TA-3001/2012. Miljøklassifisering for ferskvann. Stoffer prioritert av EU er merket med *. LOD: nedre deteksjonsgrense ved kommersielle laboratorier. Grenseverdiene er oppgitt i µg/l. Strek (-) betyr at det ikke er nok data til å beregne klassegrenser.

	Klasse I Bakgrunn	Klasse II God	Klasse III Moderat	Klasse IV Dårlig	Klasse V Svært dårlig
Metaller					
Kadmium ha. vann*	0,03	0,19	1,50	15,00	>15
Kadmium bl. vann *	0,03	0,08	0,45	4,50	>4,5
Nikkel *	0,50	1,70	34,00	67,00	>67
Kvikksølv *	0,00	0,05	0,07	0,70	>0,7
Bly *	0,05	1,30	14,00	57,00	>57
Sink	1,50	11,00	11,00	60,00	>60
Kobber	0,30	7,80	7,80	78,00	>78
Arsen	0,15	4,80	8,50	85,00	>85
Krom-tot	0,20	3,40	3,40	360,00	>360

TA-3001/2012. Miljøklassifisering for sedimenter. Stoffer prioritert av EU er merket med *. LOD: nedre deteksjonsgrense ved kommersielle laboratorier. Grenseverdiene er oppgitt i µg/l. Strek (-) betyr at det ikke er nok data til å beregne klassegrenser.

	Klasse I Bakgrunn	Klasse II God	Klasse III Moderat	Klasse IV Dårlig	Klasse V Svært dårlig
Metaller					
Kadmium*	0,2	2,5 (bløtt fv.: 1,5)	16	160	>160
Nikkel ferskvann*	30	43	270	500	>500
Bly kystvann*	25	150	1400	6000	>6000
Bly ferskvann*	25	66	-	-	-
Sink	90	340 (fv.: 139)	340	2600	>2600
Kobber	20	84	84	147	>147
Arsen	15	47	71	580	>580
Krom sjøvann	60	620	6000	60000	>60000
Krom surt ferskvan	60	90	-	-	-
PAH					
Naftalen*	2	27	1754	8769	>8769
Acenaftylen	10	33	85	8500	>8500
Acenaften	10	160	290	29000	>29000
Fluoren	10	260	510	51000	>51000
Fenantren	10	500	1900	19000	>19000
Antracen*	LOD 10	4,8	30	300	>300
Fluoranten*	10	117	117	600	>600
Pyren	10	14	14	140	>140
Benzo(a)antracen	10	60	90	9000	>9000
Krysen	10	280	280	2800	>2800
Benzo(b)fluoranten*	90	140	140	14100	>14100
Benzo(k)fluoranten*	90	135	135	13500	>13500
Benzo(a)pyren*	10	180	2300	22500	>22500
Ideno(1,2,3-cd)pyren*	20	63	63	6300	>6300
Dibenzo(ah)antracen	12	27	350	35000	>35000
Benzo(g,h,i)perylene*	18	84	205	2050	>2050

Vedlegg 3: Tilstandsklasser TA-2553/2009

TA-2553/2009. Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn. *akseptkriterier beregnet av FFI (Voie et al. 2010). Alle data er oppgitt i mg/kg TS						
	Klasse I Meget God	Klasse II God	Klasse III Moderat	Klasse IV Dårlig	Klasse V Svært dårlig	Farlig avfall
Metaller						
Arsen	< 8	8-20	20-50	50-600	600-1000	>1000
Bly	< 60	60-100	100-300	300-700	700-2500	>2500
Kadmium	<1,5	1,5-10	10-15	15-30	30-1000	>1000
Kvikksølv	<1	1-2	2-4	4-10	10-1000	>1000
Kobber	<100	100-200	200-1000	1000-8500	8500-25000	>25000
Sink	<200	200-500	500-1000	1000-5000	5000-25000	>25000
Krom (III)	<50	50-200	200-500	500-2800	2800-25000	>25000
Krom (IV)	<2	2-5	5-20	20-80	80-1000	>1000
Nikkel	<60	60-135	135-200	200-1200	1200-2500	>2500
Antimon*	<40	40-100	100-300	300-700	700-10000	>10000
PAH						
Benzo(a)pyren*	<0,1	0,1-0,5	0,5-5	5-15	15-100	>100
ΣPAH16	<2	2-8	8-50	50-150	150-2500	>2500

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.