

Avhending av skytebaner og øvingsfelt lokalisert på myr

Espen Mariussen, Øyvind Albert Voie og Arnjot Einride Strømseng

Forsvarets forskningsinstitutt/Norwegian Defence Research Establishment (FFI)

1. desember 2008

FFI-rapport 2008/02225

108901

P: ISBN 978-82-464-1487-4

E: ISBN 978-82-464-1488-1

Emneord

Myr

Tungmetaller

Skytebaner

Forurensing

Opprydding

Godkjent av

Kjetil Longva

Prosjektleder

Jan Ivar Botnan

Avdelingssjef

Sammendrag

FFI har på oppdrag fra Forsvarsbygg gjennomført en litteraturstudie på hvilke tiltak man kan gjøre for avhending av skytefelt lagt på myr. Mange skytefelt er lagt på leid grunn og skal så raskt som mulig overdras til eier. Det skal gjennomføres tiltak som er formålstjenelig innenfor forsvarlige kostnadsrammer. Myrer er sårbare naturområder som har et stort utlekkingspotensial for tungmetaller. Kartleggingstudier fra skytebaner har vist at avrenningsvann fra myrer kan ha høyere nivåer av tungmetaller enn fra andre lokaliteter. Det ble ikke funnet andre studier som konkret tok for seg avhending av skytefelt på myr. Problemstillingen vil gjelde for alle land som har slike lokaliteter, men per dags dato virker det som om ingen har lagt noen større vekt på den. Det er imidlertid gjennomført restaureringsprosjekter av myr benyttet til jordbruks- og torvuthentingsformål. Karakteristisk for myrområder er at det er våtmarker som over tid har akkumulert mye organisk torvmateriale. Torvmaterialer har et stort bindingspotensial for metaller, men er også svært mobile i vann. Myrer gir ofte vanskelige vekstvilkår for planter og har spesialiserte plante- og dyresamfunn. Skadet myr regenereres relativt langsomt og har et stort utlekkingspotensial for tungmetaller ettersom torv- og humusmaterialer er mobile og frigjøres lett til vann. Hvor omfattende tiltakene bør være, avhenger av etterbruken, graden av forurensing og hvor verdifull myra er som naturområde. Tiltakene bør skje trinnvis der de viktigste tiltakene blir å fjerne punktilder, fulgt av erosjonsbegrensende tiltak og naturlig revegetering, og evt beplantning. Man bør være oppmerksom på muligheten for at enkelte dyr kan bli eksponert for ammunisjonsrester via for eksempel inntak av planter og jord, men sannsynligheten for at dette skjer i vesentlig grad er relativt lav. For å redusere utlekking der den er spesielt høy kan man avskjære rent vann som går inn i myra i dreneringsgrøfter, men dette kan forårsake en uttørring av myra og forandre myras egenskaper. I noen tilfeller kan det være nødvendig å sette opp filteranlegg. Dette er kostbart og vanskelig, og man bør da i størst mulig grad få konsentrert avrenningen til en eller bare noen få sivevannsbekker. Det blir videre foreslått å gjennomføre tilaksorienterte forsøk med jordforbedringsmidler, beplantning og erosjonssikring, samt grunnlagsorienterte studier for å øke forståelsen av mekanismene for metallavrenning fra myr.

English summary

In Norway several small arms shooting ranges are placed on peatland. Some of these shooting ranges are to be closed and there is a need for a remediation strategy. Several tons of heavy metals are deposited on small arms shooting ranges and monitoring studies have shown that considerable amounts of heavy metals leaks into drainage ditches and seepage water from shooting ranges placed on peatlands. Characteristic for peatlands is the accumulation of peat and humic substances, which are remains of plant constituents accumulated under more or less water saturated and anoxic conditions. Humic substances have a high binding capacity of metals, but are in addition very mobile in the aquatic environment. Peatlands are very vulnerable for impact, and damage on the vegetation will expose the underlying peat, which can start to decompose and be released into the water course due to erosion. Actions to be taken are primarily to remove hot-spots, reduce erosion and promote natural revegetation of damaged areas. Some ranges are put on peatlands with a valuable flora and fauna, and special precautions may be taken to restore damage areas to an original state. To avoid that clean water run into a contaminated area one can intercept the run-off with establishment of drainage ditches. Then it is possible to concentrate the contaminated water into just a few sewage ditches with a low flow of water, which can be subject to further cleaning with filter media and sedimentation dams. However, drainage may change the state of the peatland, making it more exposed to erosion and decomposition or introduce a new type of flora.

Innhold

	Forord	7
	Innledning	9
1	Myrlandskap	9
1.1	Klassifisering av myrer	9
1.1.1	Ombrogene/ombrotrofe myrer	12
1.1.2	Minerogene/minerotrofe myrer	12
1.1.3	Blandingsmyrer	12
1.2	Myrregioner	12
1.3	Planter og arts mangfold	14
1.3.1	Ombrotrof myrvegetasjon	14
1.3.2	Fattigmyrvegetasjon	15
1.3.3	Intermediær myrvegetasjon	15
1.3.4	Rikmyrvegetasjon	16
1.3.5	Klassifisering av vegetasjonstyper	16
1.4	Myrdannelse og utvikling	19
1.5	Hydrologi	21
1.6	Norsk forvaltning av myrer	21
1.6.1	Intakt lavlandsmyr i innlandet	22
1.6.2	Kystmyr	22
1.6.3	Palsmyr	22
1.6.4	Rikmyr	22
1.6.5	Kilde og kildebekk under skoggrensen	22
2	Forurensing fra skytefelt på myrlokalteter	23
2.1	Mekanismer for metallforurensing fra skytefelt på myr	23
2.2	Overvåkningsstudier	25
2.2.1	Steinsjøfeltet	25
2.2.2	Heistadmoen og Hengsvatn	26
2.2.3	Avgrunnsdalen	27
2.2.4	Leksdalen og Frigård	28
2.2.5	Heggemoen	29
2.2.6	Karlstadskogen skytefelt ved Setermoen	30
2.2.7	Bardufoss sentralskytebane	31
2.2.8	Mauken	32
3	Konsekvenser for planter, dyr og mennesker	33

4	Tiltak på forurensede lokalteter	34
4.1	Restaurering av skadete myrer	34
4.2	Gjødsling, kalking og beplanting	35
4.3	Erosjonssikring av myrer	36
4.4	Jordforbedringstiltak	37
4.5	Drenering og avskjæring	38
4.6	Fjerning av masser	39
4.7	Oppdemningsanlegg og infiltrasjonsanlegg	39
4.8	Filtermedier	42
4.8.1	Generelt om bruk av filtermedier	42
4.8.2	Erfaringer med uttesting av filtermedier på FFI	43
5	Disponering av myrmassene ved avhending	44
6	Miljøregnskap for avhending av skytefelt på myr	45
7	Diskusjon om valg av strategi	46
8	Oppsummering og konklusjon	48
	Referanser	50

Forord

FFI har på oppdrag fra Forsvarsbygg gjennomført en litteraturstudie på hvilke tiltak man kan gjøre for avhending av skytefelt lagt på myr. Dette er en del av et større prosjekt som dekker problemstillinger knyttet til forurensning av ammunisjonsrester på forsvarets skyteøvingfelt. Takk til flere av medarbeiderne på Forsvarsbygg for konstruktive tilbakemeldinger på struktur og faglig innhold i rapporten. En stor takk også til Professor Rolf Vogt ved Universitetet i Oslo for verdifulle kommentarer som forbedret rapportens faglige innhold og presisjonssnivå.

Innledning

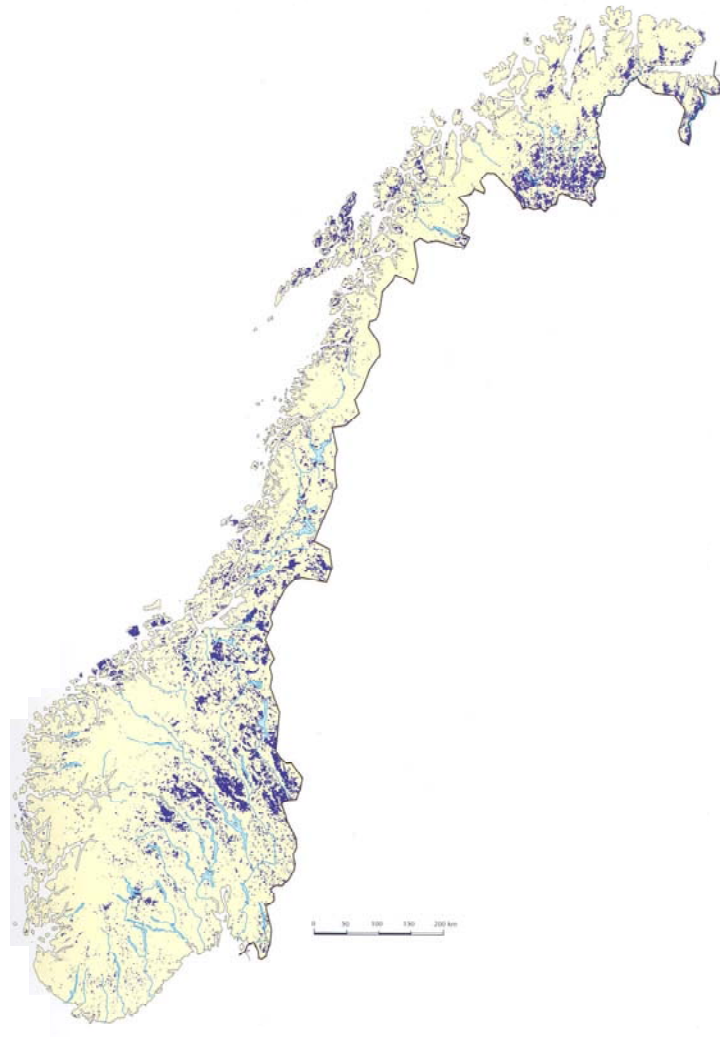
Mange skytefelt som skal avhendes er lagt på leid grunn og flere skal overdras til eier. Det skal derfor gjennomføres hensiktsmessige oppryddingstiltak innenfor forsvarlige kostnadsrammer. Mange skytebaner i Norge er lagt på myr. Myrer kan være sårbare områder på grunn av lang restaureringstid. De har også et stort utlekkingspotensiale for tungmetaller på grunn av stor vanngjennomstrømming og potensial for overflateavrenning, og høye konsentrasjoner av løst naturlig organisk materiale som metallene adsorberes til. Dette gjør myrer spesielt utfordrende å gjøre oppryddingstiltak på. Valg av strategier for avhending av skytebaner på myrlokalteter er avhengig av flere faktorer som ikke er uavhengig av hverandre; f.eks. type myr, topografi, vanngjennomstrømningsstatus i myra, grad av verneverdighet og ikke minst etterbruk. Denne rapporten er ment å gi en oversikt over relevante studier som er utført med hensyn på avhending av skytebaner anlagt på myr, og å foreslå oppryddingstiltak. Det ble imidlertid funnet få eller ingen dokumenterte studier som angår opprydding av skytefelt i myrlokalteter. Naturlige eller kunstige våtmarksområder er tvert i mot ofte benyttet som for å rense forurenset utslipp (Mayes et al., 2008). Man må derfor bruke erfaringer fra oppryddingstiltak fra andre skytefelt og eventuelt oppryddingstiltak etter gruvedrift, samt dra nytte av eksisterende kunnskaper om egenskapene til en myr og metallers mobilitet i miljøet. Det finnes flere forslag til metoder for å avhende et skytefelt til høyst varierende kostnader. Det vil sannsynligvis bli nødvendig å benytte flere metoder sammen for å få en fullgod løsning. I prinsippene vil strategivalgene for avhending følge tidligere veileder for avhending av skytebaner og skytefelt (Voie et al., 2006). For å gi en bakgrunn for strategivalg knyttet til avhending av skytebaner anlagt på myr vil rapporten gi en generell gjennomgang av hva myr er, hva som karakteriserer myrlandskap og egenskaper til myr samt gi en kort presentasjon av problemstillinger knyttet til tungmetallforurensing på myr. Flere av mekanismene som beskrives er komplekse og for mer detaljert bakgrunnskunnskap henvises det til litteraturhenvisningene.

1 Myrlandskap

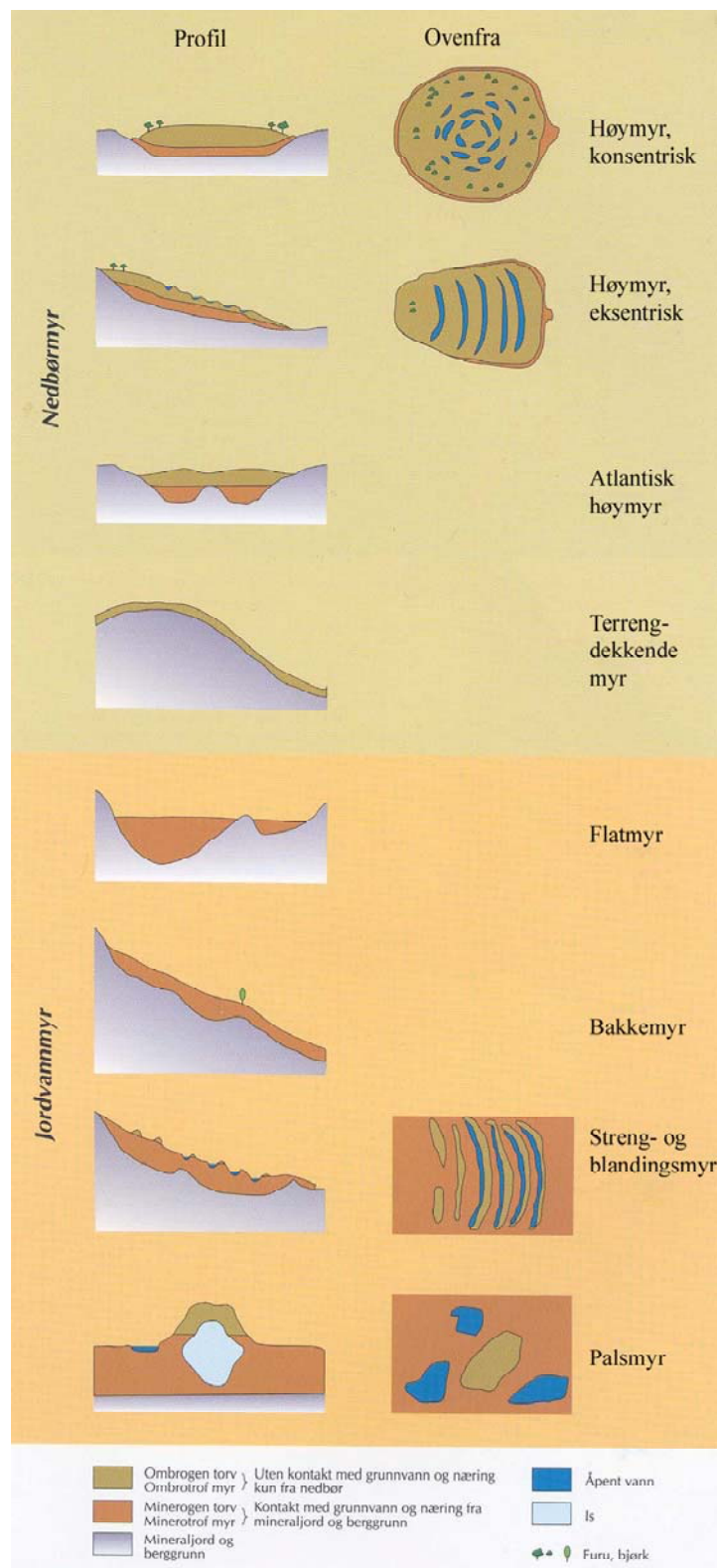
1.1 Klassifisering av myrer

Begrepet myr dekker et bredt spekter forskjellige våtmarksområder (Rydin og Jeglum, 2006). Myr er karakterisert ved at det dannes og akkumuleres torv, som er ufullstendig nedbrutt plantemateriale. Dette skyldes i stor grad de hydrologiske forholdene som gir et oksygenfattig miljø og dermed dårlige betingelser for fullstendig nedbrytning av plantematerialer. Avhengig av hvilket klassifiseringssystem man benytter har en myr et torvlag som er mer en 30 cm dypt (Rydin og Jeglum, 2006). I Norge og mange nordlige land (boreale områder) kan myr ofte defineres som et mer eller mindre åpent våtmarksområde der det vokser torvmose (*Sphangnum sp.*). Imidlertid vil myrlokalteter på næringsrike lokaliteter domineres av gressarter. I Norge er ca 6% av arealet dekket av myr. Fig 1.1 viser forekomsten av større myrer i Norge. Nivå på grunnvannsspeilet, topografi og næringstilgang er bestemmende i hvilken grad myra er begrodd

med høyere planter som f.eks. bartrær og lyng. Det finnes en rekke forskjellige arter av torvmose som er karakteristiske for type myr. Det finnes to hovedtyper myr i Norge som igjen kan deles inn i flere undergrupper. Det er såkalte ombrotrofe og minerotrofe myrer. Et myrlandskap består som regel av forskjellige typer myr. De er blandingsmyrer med vesentlig innslag av begge myrtypene. På henholdsvis ombregene og minerogene myrkomplekser utgjør en myrtype mer en 80% av arealet. Nedenfor gis en oversikt over forskjellige myrtyper man finner i Norge som i all hovedsak er etter beskrivelse av Fremstad (1997) og Rydin og Jeglum, (2006). Figur 1.2 gir en skjematisk framstilling av de forskjellige myrtypene etter Moen (1998).



Figur 1.1 Forekomst av større myrer i Norge (fra Moen, 1998).



Figur 1.2 Skjematisk framstilling av hovedtyper av myr ut fra deres form og vanntilgang (fra Moen, 1998).

1.1.1 Ombrogene/ombrotrofe myrer

Ombrogene (-genese/dannelse) eller ombrotrofe (-trofe/næring) myrer er såkalte regnvannsmyrer hvis tilførsel av vann kun skjer gjennom nedbør. På engelsk kan denne typen myr gå under betegnelsen *bog*. Dette er svært sure, med pH fra ca 3.5-4.2, og næringsfattige myrer som vokser over grunnvannsnivået og som ligger høyere enn det omkringliggende terrenget. Slike myrer kan ha en konveks form. De ombrotrofe myrtypene kan videre deles inn i høymyr og terrengdekkende myr. Høymyrer er tydelig hvelvede myrer med en mer eller mindre tydelig kuppelform og har en helning ned mot minerotrofe myrkanter. De kan være konsentriske med høyeste punkt mot midten av myra, eller eksentriske med høyeste punkt mot en av kantene. Terrengdekkende myrer dekker alle deler av landskapet som et teppe. Dette er myrer som er avhengig av et veldig fuktig klima og finnes i de mest nedbørsrike områdene.

1.1.2 Minerogene/minerotrofe myrer

Minerogene eller minerotrofe myrer er såkalte jordvannsmyrer, som i tillegg til påvirkning av nedbørsvann er myrer som påvirkes av grunnvannsspeilet som ligger rett under eller rett over overflaten. Myra får tilført vann som har vært i kontakt med mineraljord. På engelsk kan denne myrtypen gå under betegnelsen *fen*. Jordvannsmyrer kan deles inn i undergrupper basert på områdets hydrologi. Jordvannsmyrene som er lokalisert på flatt terreng uten innløp, ett enkelt utløp, eller både med utløp og innløp går under betegnelsen topogene myrer, eller flatmyrer. De har en helning på mindre enn 3 grader. Topogene myrer har ofte en konkav form. Myrer som er lokalisert i helninger med en rettet vannstrøm i- og på overflaten av myra går under betegnelsen soligene myrer, eller bakkemyrer. Limnogene myrer forekommer som et belte rundt åpent vann, mindre elver eller bekker og kanaler. Karakteristisk for vannet i jordvannsmyrer er at det er i kontakt med berg- og jordmasser som kan ha et varierende innhold av næringsstoffer. Innholdet av næringsstoffer danner grunnlaget for ytterligere inndeling av jordvannsmyrene i såkalt næringsfattige (oligotrofe) og mer næringsrike myrer (mesotrofisk og eutrofisk). Fattige minerogene myrer har pH fra ca 4-5.5 (fattigmyrer). Moderat rike minerotrofe myrer har en pH fra ca 5-7, mens ekstremt rike myrer har pH fra ca 6.8-8. Ekstremrike myrer kalles gjerne for kalkmyrer.

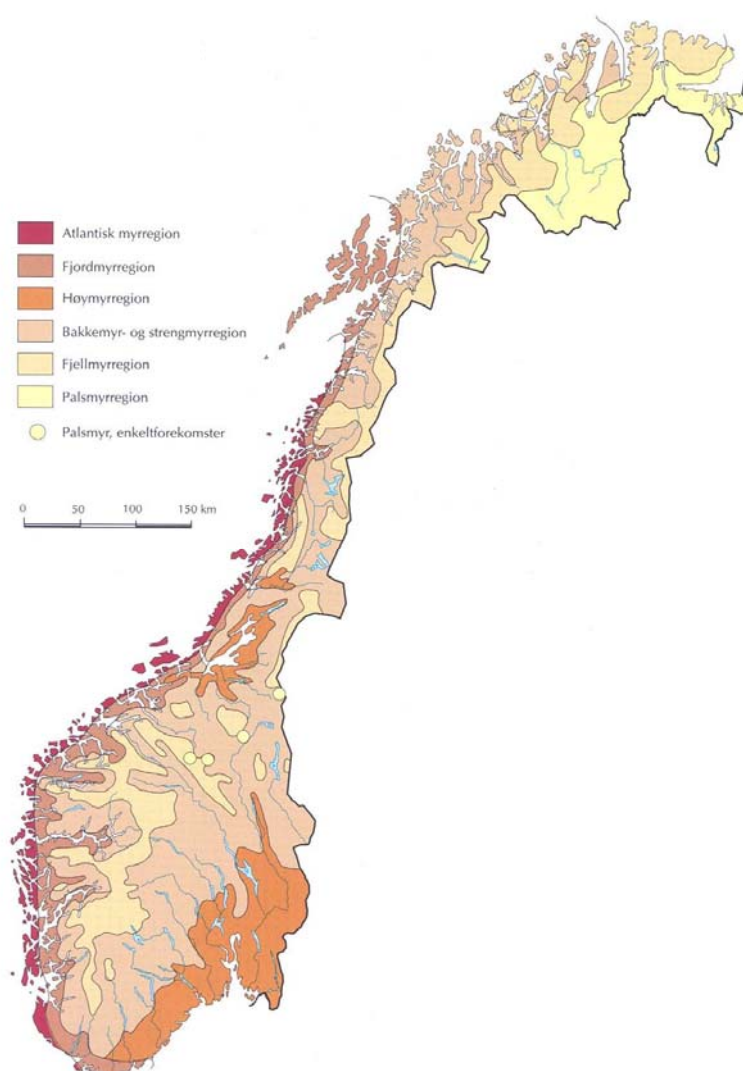
1.1.3 Blandingsmyrer

Blandingsmyrene har en blanding av ombrotrofe tuer på minerotrofe flatmyrer. Palsmyr og strengmyr er myrtyper som både har ombrogene og minerogene innslag. Palsmyr er store ombrotrofe torvhauger med en kjerne av frossen torv og islinser som ligger spredt på flate minerotrofe myrer. Disse forekommer i områder med permafrost. Strengmyrer er en type med langstrakte ombrotrofe tuer- eller opphøyde fastmattepartier som veksler med minerotrofe langstrakte nedsunkne partier i et regelmessig mønster. Denne typen myr kan fremmes av teledannelse.

1.2 Myrregioner

Norge kan inndeles i typiske myrregioner (Figur 1., Moen, 1998). Den atlantiske myrregion som strekker seg langs kysten fra sørvestlandet til ca Bodø på Nordlandskysten. Her er velutviklede

terrengdekkende myrer både i lavlandet og høyereliggende områder. Innenfor den atlantiske myrregionen ligger fjordmyrregionen som strekker seg fra Sørlandet fra ca Arendal til og med Lofoten og Senja. Denne regionen er knyttet til lavlandet og domineres av ombrotrofe høymyrer. Høymyrregionen domineres av ombrotrofe høymyrer og er avgrenset til lavlandet på sørøstlandet, Aust-Agder, Telemark, Buskerud, Oppland, Hedmark, Vestfold, Akershus og Østfold, og deler av Trøndelag rundt Trondheimsfjorden og ved Namsos. Innenfor Høymyrregionen har man Bakkemyr- og strengmyrregionen som dekker de høyereliggende strøk rett under skogrensa. Denne regionen strekker seg over hele landet til kystnære strøk i Finnmark. Bakkemyrene dominerer ved kystområdene, mens strengmyrene dominerer i innlandet. Fjellmyrregionen er områder over tregrensa og er grunne, flate og svakt hellende myrer og sig. Palsmyrregionen finnes primært i de kaldeste områdene i Finnmark med enkeltforekomster lenger sør.



Figur 1.3. Myrregioner i Norge basert på utbredelse av myrtyper og myrenes vegetasjon (fra Moen, 1998)

1.3 Planter og arts mangfold

Myrer blir videre karakterisert gjennom de plantene som lever der (Fremstad, 1997; Rydin og Jeglum, 2006). Arts mangfold og typer arter gjenspeiles av næringstilgangen og type myr. De to viktigste faktorene som bestemmer den biologiske variasjonen i myrer er metningsgraden av vann og pH. Metningsgraden av vann styres av nedbøren og den til enhver tid nivå av grunnvannsspeilet. Ekstrem høy pH betyr ikke nødvendigvis at myra er spesielt næringsrik ettersom høy pH kan gjøre viktige sporstoffer utilgjengelig. F.eks. vil høyt kalsiumnivå i rike myrer binde opp fosfor. Næringsfattige sure ombrotrofe myrer er relativt artsfattige og domineres av mose og lav med innslag av forskjellige karplanter (gressarter og lyngplanter). I fattige minerotrofe myrer, som har noe bedre næringstilgang enn de ombrotrofe myrene, øker arts mangfoldet. Slike myrer domineres av mose og forskjellige gressarter med innslag av lyngplanter og ettårige urteplanter. I rikere myrer vil arts mangfoldet øke ytterligere og fortsatt domineres av mose og gress, men med større innslag av urter samt høyere planter. På ombrotrof myr kan man finne ca 20-30 forskjellige karplantearter, mens rikmyr kan være ca 100 karplantearter. Typisk er at antallet arter av lav går ned i rikere myrer og det relative innslaget av levermose går ned. Man vil ofte finne innslag av trær (bjørk og furu) i alle typer myr. Nedenfor er korte beskrivelser av myrtyper i forhold til økologiske hovedgradientene på myr (Fremstad, 1997).

1.3.1 Ombrotrof myrvegetasjon

Tre- og skogbevekst ombrotrof myr

Åpent tresjikt av furu og et ganske velutviklet feltsjikt av vedplanter som dvergbjørk og blokkebær. Godt utviklet bunnsjikt med torvmose. Betegnelsen J1.

Ombrotrof tuemyr

Tuevegetasjon på myrflater hvis tuehøyde varierer sterkt. Lavvokst furu kan forekomme. Enten tett og velutviklet, lyngdominert feltsjikt med sparsomt bunnsjikt, eller grissent feltsjikt med tett og frodig bunnsjikt dominert av torvmosearter, gråmose og/eller reinlav. Betegnelsen J2.

Ombrotrof fastmattemyr

Artsfattig feltsjikt preget av graminider, tett og ofte svulmende bunnsjikt av torvmosearter. Betegnelsen J3.

Ombrotrof mykmatte/løsmattemyr

Artsfattig, grissent feltsjikt. Bunnsjikt enten tett og svulmende av torvmosearter eller grissent med bart torv. Til denne typen føres også løsbunn og høljegjøl (sekundært dannet vannsamling på ombrotrof myr) som er nesten uten vegetasjon. Betegnelsen J4.

1.3.2 Fattigmyrvegetasjon

Skog- og krattbevokst fattigmyr

Grissent tresjikt av furu, bjørk og/eller gran. Busksjikt mangler eller består av pors i lavlandet eller sølvvier og lappvier og/eller dvergbjørk i høyere strøk. Feltsjikt ofte høyvokst og frodig dominert av graminider (grasvekster) og/eller lyng. Bunnsjikt av torvmosearter og nøysomme skomoser. Betegnelsen K1.

Fattig tuemyr

Lyndominert vegetasjon på tue som tilsvarer ombrotrof tuemyr, men med et høyere innslag av minerotrofe arter. Betegnelsen K2.

Fattig fastmattemyr

Busksjikt varierende fra velutviklet til manglende som øker ved gjengroing. Feltsjikt dominert av gressarter, bunnsjikt av torvmosearter. Urter spiller liten rolle. Deler av fattig fastmattemyr vil kunne utvikle seg til skog- og krattbevokst fattigmyr. Betegnelsen K3.

Fattig mykmatte- og løsbunnmyr

Feltsjikt vanligvis lavvokst og grissent, men tetter og høyere feltsjikt forekommer. Bunnsjikt domineres av torvmosearter eller mangler helt. Kan være artsfattig med svært sparsomt plantedekke. Betegnelsen K4.

1.3.3 Intermediær myrvegetasjon

Skog- og krattbevokst intermediær myr

Grissent tresjikt av gran, bjørk, gråor eller vierarter. Busksjikt tett og dominert av kratt av treslaene, eller vierarter eller mangler. Vierarter er på vei opp på grunn av opphør av slått og beite. Feltsjikt er artsrikt, dominert av gressarter. Bunnsjikt av torvmose og nøysomme skomoser og innslag av mer næringskrevende bladmoser. Betegnelsen L1.

Intermediær fastmattemyr

Feltsjikt domineres av gressarter, bunnsjikt av torvmosearter, men mer næringskrevende bladmoser inngår. I tørre utforminger sprer kratt seg, spesielt i myrkanter. Betegnelsen L2.

Intermediær mykmatte- og løsbunnmyr

Grissent feltsjikt og enten tett eller svakt utviklet bunnsjikt. Betegnelsen L3.

Høystarmyr

Busksjikt mangler eller domineres av vierarter eller pors. Feltsjikt av høyvokste starrarter, ofte også relativt store urter. Bunnsjikt varierende, men ofte dårlig utviklet. Betegnelsen L4.

1.3.4 Rikmyrvegetasjon

Skog- og krattbevokst rikmyr

Tre- og busksjikt oftest av gran, bjørk og/eller vierarter. Høyproduktivt feltsjikt, artsrikt og ofte dominert av urter. Bunnsjikt av brunmoser og fagermosearter. Betegnelsen M1.

Middelsrikt fastmattemyr

Ganske tett feltsjikt dominert av grassarter med stort innslag av urter. Bunnsjikt dominert av brunmoser. Betegnelsen M2.

Ekstremrik fastmattemyr

Artsrikt feltsjikt dominert av gressarter med stort antall av urter, blant annet orkideer. Bunnsjikt dominert av brunmoser. Betegnelsen M3.

Rik mykmatte- og løsbunnmyr

Vanligvis artsfattig, grissent feltsjikt, i hovedsak gressarter. Varierende bunnsjikt dominert av brunmoser. Betegnelsen M4.

1.3.5 Klassifisering av vegetasjonstyper

Fremstad (1997) deler forekomsten av vegetasjon på myrene i inntil 10 forskjellige artsgrupper som er karakteristiske for de forskjellige myrtypene. Videre karakteriserer hun forekomsten av viktige arter i en myrflate-myrkantgradient og arter i en tue-løsbunngradient. Dette er et viktig verktøy for karakterisering av myra og for en detaljert karakterisering henvises til denne veileder. Mange myrer vil være blandingsmyrer med overgang fra fattigmyr til rikere myrer. For eksempel, hvis det er en klar overgang fra en dominans av gressarter eller blanding av gress og torvmose, til en mer ren torvmosemyr kan man være ganske sikker på at man ser overgangen fra minerotrof til en ombrotrof myr. En forenklet oversikt over typiske plantearter i de forskjellige myrtypene er skissert i Tabell 1.1 som deler inn vegetasjonen i artsgrupper og Tabell 1.2 som gir en mer detaljert liste over vegetasjonen i myrgradienter. I tabellene er torvmosene utelatt. Det er karakterisert mer enn 100 forskjellige torvmosearter i myrer i nordområdene (Nord-Amerika, Europa og Asia) og Norge har Europas rikeste torvmoseflora (DN, 2006). De forskjellige artene torvmoser er karakteristisk for myrtype og for detaljert oversikt henvises til Fremstad (1997). Torvmosene vil i stor grad være fraværende i de ekstremt rike myrene.

Tabell 1.1 Forenklet tabell over indikatorarter på forskjellige typer myr etter Fremstad (1997).

Indikatorarter i ulike myrtyper	Ombrotrof	Minerotrof myr			
		Fattig	Intermediær	Rik	Ekstremrik
Artsgruppe 1) Stormarimjelle, dvertettegras, skogsjerne, skrubbær, glefsemose, myrsnutemose, sveltsigd, grasemose, vassnøkkemose	X	X			
Artsgruppe2) Snipestarr, sveltestarr, torvull, hvitmyrak, sivblom, bærlyng, stjernestarr, frynsestarr, rundstarr, trådsiv	X	X	X		
Artsgruppe3) Hvitlyng, dystarr, smalsoldugg, rundsoldugg, klokkeløng, lusegras, pors, småbjønnskjegg, tranebær	X	X	X	X	X
Artsgruppe 4) Gråstarr, stjernesarr, frynsestarr, rundstarr, trådsiv		X	X		
Artsgruppe 5) Trådstarr, slåttestarr, kornstarr, flaskestarr, elvesnelle, flekkmariehånd, duskull, bukkeblad, blåtopp, tepperot		X	X	X	X
Artsgruppe 6 og 7) Strengstarr, grønntarr, særbustarr, myrsnelle, fjelløyentrøst, nøkkesiv, myrklegg, tettegras, brunmyrak, dvergjamne, blåknapp, sveltlull, fettmose, messingmose, piperensemose, myggblom			X	X	X
Artsgruppe 8 og 9) Jåblom, fjellstøl, bjønnbrodd, brundmose, gullmose, myrstjernemose, sumpfagermose, rødmakkemose, stormakkemose, svarttopp, klubbstarr, gulstarr, loppestarr, blankstarr, sumphaukeskjegg, engmariehånd, småsivaks, breiull, fjellfrøstjerne, myrsauløk, bekkevranngemose, stauttjønnemose, sumptjønnemose, sumpbroddemose, myrgittermose				X	X
Artsgruppe 10) Sotstarr, hårstarr, engstarr, nebbstarr, agnorstarr, blodmariehånd, lappmariehånd, myrflangre, kastanjesiv, trillingsiv, myrtust, brudespore, stortveblad, småvier, myrtevie, gulsildre, kalkmose, svartknoppemose, saglommemose, stivlommemose, praktflik, tuffmose.					X

Tabell 1.2 Oversikt over plantearter som er typiske for de forskjellige myrgradientene etter Fremstad (1997).

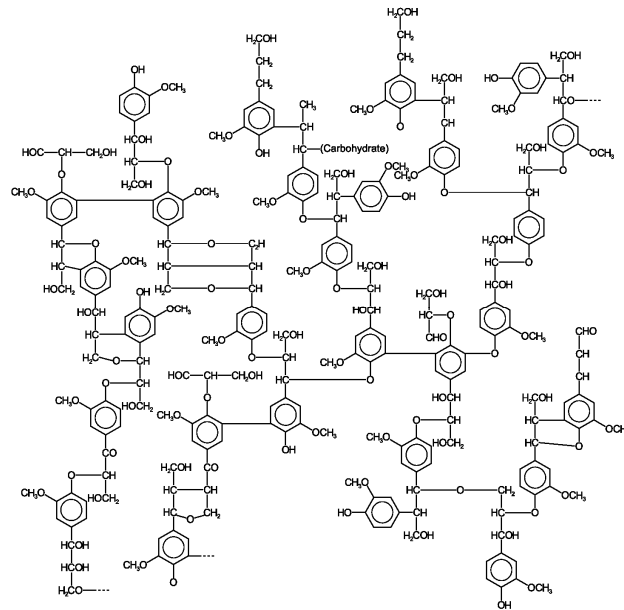
Ombrotrof	Mesotrofisk		
	Fattig	Intermediær	Rik og ekstremrik
Tre- og skogbevakst myr (J1) Furu, dvergbjørk, blokkebær, krekling torvull, multe, blåbær, tyttebær, furumose, reinlav, finnmarkspors, stortranbær	Skog- krattbevakst myr (K1) Dvergbjørk, røsslyng, gråstarr, stjernestarr, slåttestarr, krekling, trådsiv, multe, småtranebær, blokkebær, myrfiltmose, grasmose, gran, furu, bjørk finnmarkspors, granstarr, pors, sølvvier, lappvier	Skog- krattbevakst myr (L1) Som K1 pluss: Svartvier, myrsnell, skogsnelle, dvergjamne, blåknapp, stor myrfiol, myrfiol, pjuksigd, fagermose, gullmose, blodnøkkemose, svartor, gråor, grønnstarr	Skog- krattbevakst rikmyr (M1) Gråor, svartor, bjørk, gran, svartvier, istervier, sløke, Klubbestarr, slirestarr, hvitbladtistel, mjødur, sumphaukeskjegg, stortveblad, bekkevrang-, sumpbrodd-, myrstjerne-, myrgitte- og fagermose
Tuemyr (J2) Dvergbjørk, hvityng, røsslyng, rundsoldugg, krekling, torvull, mule, stortranbær, etasjemose, sveltfingermose, furumose, islandslav, reinlav	Tuemyr (K2) Som J2 pluss: Slåttestarr, flaskestarr, duskull, blåtopp, dvergbjørk, rome, heiblåfjær, bjønnskjegg,	Fastmattemyr (L2) Særbu-, stjerne-, tråds-, korn-, og grønnstarr, pors, myrsnell, fjelløyentrøst, blåtopp, rome, svelttull, dvergjamne, småbjønnskjegg, pjuksigd, myrstjerne-, rundy-, messing-, rødmake-, blodnøkke-, og gullmose	Rik fastmattemyr (M2) Som K2 og L2 pluss: Svartopp, klubbe-, trane-, gul-, eng-, loppe- og grønnstarr, engmarihånd, breiull, smalmarihånd, sumphaukeskjegg, småsivaks, jåblom, fjelltistel, fjellfrøstjerne, bjønnebrodd, gull-, myrstjerne-, bekkevrang-, brundy-, og rødmakkemose
Fastmattemyr (J3) Sveltstarr, rundsoldugg, torvull, rome, klokkeling, småbjønnskjegg	Fastmattemyr (K3) Dvergbjørk, hvityng, stjernestarr, svelstarr, flaskestarr, smal- rundsoldugg, duskull, torvull, rome, blåtopp, tepperot, småbjønnskjegg, heigråmose, pors, klokkeling, rundstarr	Mykmatte og løsbunntmyr (L3) Streng-, tråd-, finnmark-, dy-, bly-, og flaskestarr, smalsoldugg, dikesoldugg, duskull, myggblom, skogsiv, nøkkesiv, bukkeblad, hvitmyrak, gytje-, små-, og mellomblerot, fett-, myrskovl-, rødmakk-, stormakk-, vrangnøkke-, blodnøkke- og hakenøkkemose	Ekstremrik fastmattemyr (M3) Som M2 pluss: Hår-, særbu-, korn-, eng-, nebb-, eite-, sot-, hode-, tagl-, kjevlø og agnorstarr, myrsnelle, brudespore, blåtopp, dvergjamne, fjellfrøstjerne, små-, myrte- og rynkevier, fjelløyentrøst, myrflangre, saglommose, brunskjene, småbjønnskjegg, praktflik
Mykmatte og løsbunntmyr (J4) Dystarr, smalsoldugg, sivblom, myrsnutemose, torvymose, hvitmyrak, fnaslav	Mykmatte og løsbunntmyr (K4) Som J4 pluss: Trådstarr, stolpestarr, slåttestarr, flaskestarr, rundstarr, elvesnelle, duskull, myrkråkefot, bukkeblad, pyttlav	Høystarrmyr (L4) Trollhegg, pors, vier-arter, slåtte-, stolpe-, tråd-, flaske-, nordlands- og vierstarr, sennegrass, elvesnelle, gulldusk, bukkeblad, takrør, myrhatt, stauttjønne-, sumptjønne-, myrgitte-, skruesvane-, rødmakke- og rundgittemose, selsnepe, mjølkerot	Rik mykmatte og løsbunntmyr (M4) Som L3 pluss: Huldrestarr, blystarr, småsivaks, engmarihånd, nøkkesiv, trillingsiv, brunmyrak, myrsauløk, blærerot, fett-, myrgitte-, skruesvane-, rødmakke-, og stormakkemose

1.4 Myrdannelse og utvikling

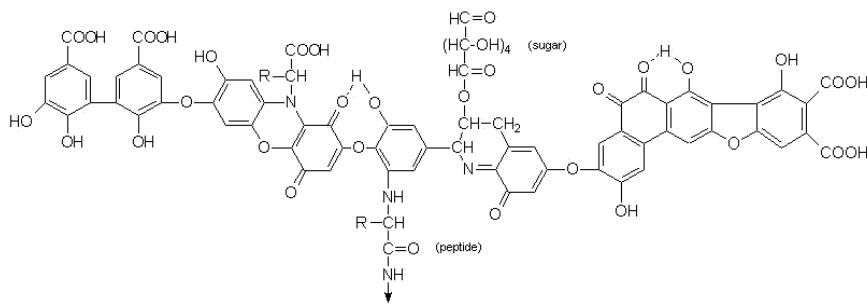
Alle myrtyper har opprinnelig tilhørt gruppen av minerotrofe myrer. Sterk torvdannelse har imidlertid vokst myra høyere enn omgivelsene slik at de har blitt avskåret fra påvirkning av grunnvannet. Torvmosen er spesielt godt tilpasset å leve i et næringsfattig og fuktig miljø. Torvmosen danner forbindelser med høy kationbyttekapasitet og som kan binde viktige næringsstoffer planten trenger for å leve. Dette er sure sukkerarter som opptrer i celleveggen som polysakkarider og kan gå under begrepet sphagnan. Torvmosen danner også en rekke fenoliske forbindelser hvis egenskaper som kationbyttere er bedre ved litt høyere pH enn sphagnan (Rydin og Jeglum, 2006; Rasmussen et al., 1995). Myrer i nordområdene er derfor i all hovedsak sure og kolonidannelse av torvmose vil raskt føre til en forsuring av omgivelsene rundt. Det er postulert at produksjonen av organiske syrer gjør torven mer motstandsdyktig og utilgjengelig mot nedbrytning av mikroorganismer.

Torv er primært døde planterester som er ufullstendig nedbrutt på grunn av mer eller mindre vannmettede forhold som gir reduserende, eller anoksiske forhold. Akkumulering av torv vil gradvis gjøre myra surere og mer næringsfattig etter hvert som påvirkningen av grunnvannet blir mindre. Torv består av mange forskjellige organiske nedbrytningsprodukter fra planterester. Dette er karbohydrater, proteiner, polyfenoler (humussyrer, lignin) og fettstoffer (Fig 1.4-1.6). Den største andelen er såkalte humusstoffer som er viktig for karakterisering av torvmateriale. Humus er tungt nedbrytbart, spesielt i det oksygenfattige myrmiljøet, opprettholder lav pH på omgivelsene, og har sterk kationbyttekapasitet og adsorpsjonskapasitet for metaller. Kationbyttekapasiteten vil øke med økende grad av nedbrytning. Humus kan klassifiseres i henhold til deres løselighet i sure og basiske løsninger. Humussyrer feller ut ved surgjøring, fulvussyrer er løselig både i basisk og surt miljø, og humin som er uløselig både i surt og basisk miljø. Dette er svært kompliserte forbindelser, i all hovedsak fenoler og karboksylsyrer med varierende molekylstørrelse (MW 1000-100000). Humusstoffer kan utgjøre 80% av totalt karbon i torv.

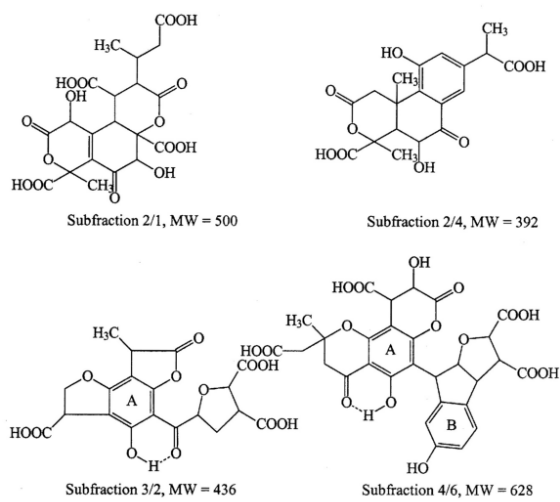
Torv kan karakteriseres og klassifiseres ut i fra graden av nedbrytning. Den mest benyttede metoden er von Post-skalaen som er gradert i 10 forskjellige klasser (Rydin og Jeglum, 2006). Prinsippet for denne metoden er å klemme sammen en prøve i hånden og se på fargen på vannet som blir klemmt ut og teksturen i plantemateriale som er igjen. von Post-skalaen graderer torv fra H1, der plantestrukturen er mer eller mindre inntakt og bare gir en klar fargeløs væske når prøven klemmes, til H10 der torva er fullstendig nedbrutt uten gjenkjennelige plantedeler og hvor mesteparten glir gjennom fingrene når prøven klemmes. Von Post-skalaen benyttes i forbindelse med studier av torvprofiler. Torv kan også karakteriseres ut fra innhold av organisk materiale i forhold til innhold av mineralsk materiale. Her kan torv defineres som >50% organisk materiale og deretter inndeles i 6 subtyper med økende mengde organisk materiale. Torv som inneholder mer enn 77% organisk materiale kan brukes i energiproduksjon og som jordforbedringsmiddel (Rydin og Jeglum, 2006).



Figur 1.4 Modellstruktur av lignin (fra Wikipedia)



Figur 1.5 Modellstruktur av humussyre (fra Stevenson, 1982)



Figur 1.6 Modellstruktur av fulvussyrer (fra Leenheer and Rostad, 2004)

1.5 Hydrologi

Myrdannelsen skyldes i all hovedsak de hydrologiske forholdene og kan ha viktig funksjon som vannmagasiner. Vannet i myra består av overflatevann som er direkte eksponert for atmosfæren, grunnvannet som henviser til vannet under grunnvannspeilet og som til enhver tid er mettet av vann og har lavt innhold av oksygen, og jordvann som ligger mellom grunnvannspeilet og overflatevannet. Jordvanntrykket er lavere enn det atmosfæriske trykket og holdes tilbake av kapillærkreftene i jorda. Jordvannssonen er umettet og i kontakt med luft. Hydrologien i myra gir grunnlag for to hovedinndelinger av myrlagene. Det såkalte acrotelmlaget oppstår over det laveste nivået av grunnvannspeilet og det underliggende catotelmlaget som alltid er anoksisk. Den hydrauliske ledningsevnen faller generelt svært raskt fra overflaten og nedover i myra. I henhold til Rydin og Jeglum, (2006) vil selv svakt nedbrutt materiale nær myras overflate gi en betydelig motstand for vannstrømmen. I mettede soner med lite nedbrutt materialer i torvmosemyr er det målt hydraulisk ledningsevne på 10^{-4} - 10^{-6} m s⁻¹, i moderat nedbrutt torv er det målt hydrologisk ledningsevne på 10^{-6} - 10^{-8} m s⁻¹, i sterkt nedbrutt torv med fine porer er det målt hydraulisk ledningsevne på 10^{-7} - 10^{-10} m s⁻¹.

1.6 Norsk forvaltning av myrer

Omtrent 6% av Norges landareal er dekket av myr (www.SSB.no) som er en nedgang fra drøyt 10% som regnes for å være det opprinnelige areal dekket av myr. Snaut 4% av dette er vernet som egne myrreservater (www.wwf.no). En egen verneplan for myr ble startet i 1969 (Fremstad og Moen, 2001). En omfattende restaurering av skadet myr kan være påkrevd hvis myra er av en type eller har egenskaper som er viktige for omkringliggende områder, eller hvis den har et biomangfold, eller spesifikke rødlistearter som regnes for å være truet. Myrer har viktige funksjoner som vannmagasiner og bidrar for eksempel til at bekker og elver ikke blir tørrlagt i nedbørsfattige perioder. Myrer har også en renseeffekt på vannet på grunn av humusens evne til ionebytte. Myrer har videre en stor betydning som leve- og funksjonsområde for mange fuglearter som har tilpasset sitt levevis på karakteristiske myrtyper. Norge har Europas rikeste torvmoseflora (DN, 2006) og har et stort mangfold av forskjellige myrtyper. I Sverige og Finland utgjør myrer en større del av arealet, men har en mye mindre variasjon (Fremstad og Moen, 2001). På grunn av landbruk, tett befolkning eller annen type inngrep som vassdrags- og veiutbygging har forekomsten av myr gått ned. Direktoratet for naturforvaltning gjør overvåking og utredninger av forskjellige naturtyper i Norge og har gitt en beskrivelse av viktige myrtyper (DN, 2006). En mer detaljert beskrivelse av truede naturtyper, inkludert myrer, er beskrevet her. Framstad og Moen, (2001) har videre beskrevet i detalj hvilke plantearter og vegetasjonstyper i myr som er truet i Norge. I henhold til Framstad og Moen (2001) oppgis det i den nasjonale rødlisten fra 1999 (DN, 1999) 61 karplanter og 56 mosearter som vokser på myr/våtmark. Femten sopparter og seks kransalger er rødlistearter på myr/våtmark. I tillegg kommer insekter, fugl og amfibier. Rødlisten er siden oppdatert (Kålås et al., 2006). I forbindelse med avhending av skytefelt bør man være spesielt oppmerksomme på skytebaner anlagt på rikmyrer og på myrsystemer større enn 5 daa. Det bør derfor kartlegges hvilken type myr skytebanene er anlagt på. Figur 1.7 viser et generalisert kart over områder i Norge med bergrunn rik på mineralnæring og med marine avsetninger som kan gi en indikasjon hvor man kan finne rike vegetasjonstyper.

1.6.1 Intakt lavlandsmyr i innlandet

Dette er myrtyper i lavlandet i Sør- og Midt-Norge med unntak av kystområdene. Dette er i all hovedsak velutviklede høgmyrer, blandingsmyrer mellom ombrotrofe og minerotrofe myrtyper, og minerotrofe flatmyrer. Sjeldne plantearter er trøndertorvmose og klokkesøte. En rekke fuglearter lever her som er avhengig av større myrarealer i hekkeperioden. For eksempel trane som er en rødlisteart.

1.6.2 Kystmyr

Kystmyrer vil være en fellesbetegnelse for myrer i kystområder. De har generelt vært i sterk tilbakegang, spesielt i sørligere strøk, og flere typer anses som viktige. Norge regnes som spesielt ansvarlig for bevaring av karakteristiske kystmyrer på grunn av liten forekomst av disse på det eurasiske kontinent. Sjeldne arter er den rødlistede orkideen myggblom som er knyttet til disse myrene i Nordland og Troms, og den sørlige myrsnipe som hekker på strandenger og torvmyrer langs kysten fra Vest-Agder og nordover til Møre.

1.6.3 Palsmyr

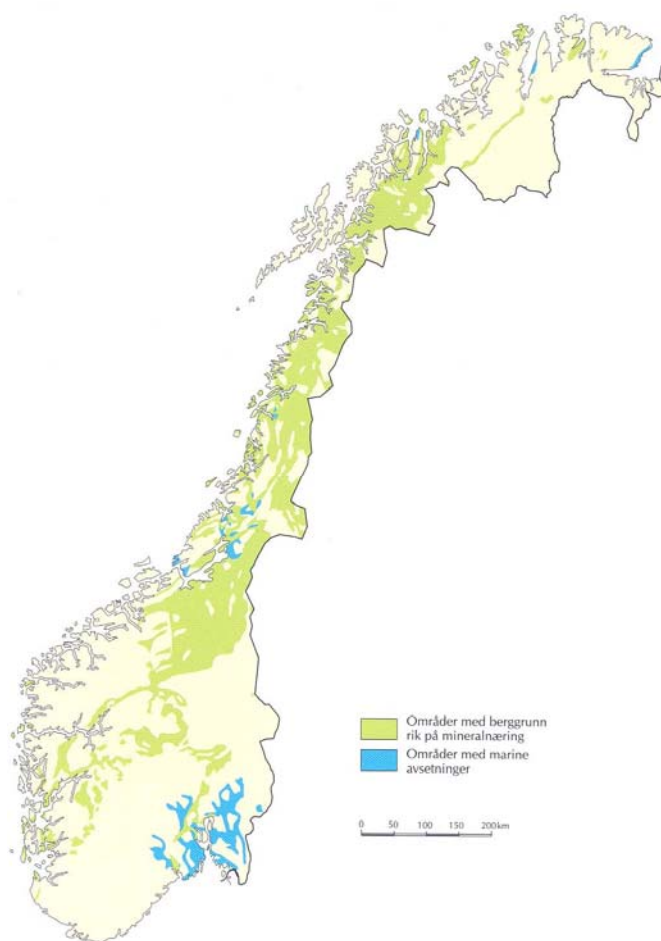
Palsmyrer er en sjelden naturtype som Norge har et særskilt ansvar for å bevare. De er sårbare for klimaendringer og utsatt for erosjonsproblemer knyttet til motorisert ferdsel og annen aktivitet. Rødlistearter knyttet til palsmyrer er lappstarr og lappmjølke. Palsmyrer har ofte veksling mellom tørre og våte partier og er attraktive for flere arter av vadefugler. Finnmark har hovedtyngden av hekkeområdene for sotsnipe, lappspove og kvartbekkasin som ofte finnes på palsmyr.

1.6.4 Rikmyr

Rikmyrene er klassifisert som egen gruppe og dekker intermediære- og rikmyrer i lavlandet og ekstremrike myer i høyereliggende områder. De har egnet seg godt til oppdykningsformål. De finnes over hele landet og er spesielt sjeldne i lavlandet. Rikmyrer er ofte artsrike og flere arter på rødlista finnes utelukkende her, spesielt i områder fra Rogaland langs kysten til Østlandet. Av rødlistearter nevnes den svært sjeldne orkideen myrflangre som er knyttet til rikmyr på Østlandet, og myrsildre, trillingstarr og finnmarkstarr som er nordlige arter. Fuglearter knyttet til rikmyrer er brushane, dobbelbekkasin og svømmesnipe.

1.6.5 Kilde og kildebekk under skoggrensen

Dette er rike kilder og bekestrekninger nedstrøms for kilder som karakteriseres av jevn og stabil vannføring og temperatur, og høyere kalkinnhold enn omkringliggende naturtyper. Dette er en naturtype som er relativt dårlig kartlagt, regnes for å være sjelden, men med en vid utbredelse. Særlig i lavlandet regnes forekomsten av naturtypen som presset. Er spesielt sårbare for motorisert ferdsel og hogst. Naturtypen har innslag av sjeldne og spesialiserte mosearter som tuffmoser.



Figur 1.7 Områder med berggrunn som er rik på mineralnæring og områder med marine avsetninger (fra Moen, 1998).

2 Forurensing fra skytefelt på myrlokalteter

2.1 Mekanismer for metallforurensing fra skytefelt på myr

Overvåkningsstudiene har vist at det er store variasjoner i utlekking av metaller fra de forskjellige skytefeltene lagt på myr (e.g. Rognerud et al., 2006). De viktigste årsakene til dette er egenskapene til torva og myrkjemien skytefeltene er lagt på, de hydrologiske forholdene og tilgangen til løselige organiske ligander som metallene er bundet til, avstand til avrenningsbekker og i hvilken grad prosjektilene fragmenteres. I tillegg spiller klima, som temperatur og nedbør, en viktig rolle. Dette er svært komplekse mekanismer hvor man må ta hensyn til flere forhold som størrelse og løseligheten av organisk materiale metallene er bundet til; forholdet mellom metaller bundet til organisk materiale og det som er løst; hvilke faktorer som spiller inn for metallenes og det organisk materialets løselighet/mobilitet som pH, tilstedeværelsen av andre ioner og de oksidative forholdene.

Torva i myr har veldig høy kationbyttekapasitet og vil fungere som en buffer for tungmetallene, men det organisk materialet metallene er bundet til kan frigjøres ut i bekker vassdrag enten som frie ioner løst i vannet, bundet til løselige humusstoffer, eller som partikler. Transport og mobilitet til humusstoffer er nært knyttet til hydrologiske- og de fysisk- kjemiske forholdene. Riise et al (1994) deler inn de løselige humusstoffene i tre: lav-molekylvekt HS ($L-Mw < 3kDa$), høy-molekylvekt HS ($H-Mw > 10kDa$) og medium-molekylvekt HS ($3kDa < M-MW < 10kDa$). H-Mw HS ble vist å dominere ved høyvannsføring, mens L-Mw HS dominerte ved lavvannsføring. Ved surgjøring vil også hydrofobisiteten til humusstoffene øke, deres løselighet i vann synke og metallbindingskapasiteteten gå ned (Riise et al., 1994). I tillegg spiller vannets ionestyrke og dets innhold av Al og andre kationer som Ca en viktig rolle for humusstoffenes mobilitet. Det er postulert at økende pH vil fremme aggregatdannelse av mindre humusforbindelser til større. Dette påvirkes også av tilstedeværelse av multivalente kationer (Baalousha et al., 2006). Det er vist at vann fra kalkrike lokaliteter med relativt høy pH har et lavere innhold av organisk karbon (Lydersen et al., 2002). Dette ble forklart med at i kalkrike miljøer vil man få utfelling av blant annet Ca-humuskomplekser. I studien av Rognerud (2006) så man en klar sammenheng mellom kalsiumkonsentrasjonen i bekker fra skytefeltene og pH. De siste årene er det observert en økning i andelen av løst organisk materiale i vassdrag Nord-Europa og Nord-Amerika (Eikebrokk et al., 2004; Vogt 2008, in prep). En av årsakene til dette, i tillegg til klima og arealanvendelse, er forklart med at mindre sur nedbør og svoveldeponering har ført til mindre Al-utvasking og lavere ionestyrke, og dermed mindre kompleksdannelse og utfelling av organisk materiale. Aluminium blir benyttet som flokkuleringsmiddel for å fjerne humusstoffer i drikkevann (Davis and Gloor, 1981; Eikebrokk et al., 2004). Årstidsvariasjoner betyr også mye for utslippene av løste humusstoffer til avrenningsbekker og vassdrag fra myr (Scott et al., 1998; Clark et al., 2008).

En viktig parameter ved utlekking av tungmetaller er hvilken form de er i. Det vil si om de er partikulært/kolloidalt bundet eller i løsning som frie ioner, eller om de er i en redusert eller oksidert tilstandsform. Metallene løst i form av frie ioner er mer biotilgjengelig enn metaller som er partikulært bundet, og ofte er den reduserte tilstandsformen mer toksisk enn den oksiderte. I ferskvann vil Pb, Zn og Cu forekomme som kationer ved henholdsvis $pH < 6,0$, $5,5$ og $6,5$. Ved pH høyere enn $8,0$ vil anioniske spesier dominere som metalhydroksider (Stumm and Morgan, 1996). I en myr med tildels anaerobe forhold må man anta at det er en høy andel tungmetaller i redusert tilstandsform. Hvorvidt metallene er i oksidert eller redusert form har også konsekvenser for deres løselighet og mobilitet. For eksempel vil antimon, uavhengig av pH , være tilstede som $Sb(OH)_6^-$ under oksidative betingelser, men under anoksiske forhold vil den kunne forekomme som $Sb(OH)_3$ (Filella and May, 2003). Generelt er det vist at Sb(III) er sterkere bundet til partikler enn Sb(V) og over et videre pH -område (Johnson et al., 2005). Imidlertid vil Sb(V) dominere under oksidative forhold (Johnson et al., 2005). Metallspesieringen har også stor betydning for deres giftighet. Treverdige antimon og arsen er mer giftig enn femverdige antimon og arsen. Lokalt i randsoner mellom anaerobe og aerobe områder kan derfor andelen redusert og mer giftige former av metallene være forhøyet. Under et fiskeforsøk i Avgrunnsdalen fikk man mye fiskedød (Lien et al., 2008). Dette kan skyldes sulfiddannelse eller oksidasjon av sulfider, og oksygenmangel (Ritvo et al., 2004).

Mekanisk skade på myr kan føre til økt utlekking av metaller gjennom økt erosjon for eksempel ved drenering, mekanisk skade, eller senket vannstand på grunn av tørke. Dette vil først og fremst være partikulær spredning av torvmateriale. Ved mekanisk skade, eller drenering vil torvmateriale blottleges oksidative forhold som kan lede til økt nedbrytning og mineralisering av torv, surgjøring av vannet og mobilisering av metaller i løst form. Myrer er spesielt utsatt for mekanisk påvirkning på grunn av lang restaurasjonstid. Rekolonisering av planter som kan binde opp organisk materiale vil ta mye lenger tid på myrlokaliteter på grunn av vanskelige vekstforhold.

Mekanismer for forvitring er en annen viktig parameter. Ma et al., (2007) beskriver forvitring av Pb-prosjektiler i jordsom en tre-trinnsprosess; Oksidasjon, dannelse av blykarbonater og oppløsning til sekundære Pb-mineraler. Surgjøring vil øke hastigheten på nedbrytingen. Myrjord har ofte en sur karakter og i tillegg til pH er det vist at tilgangen til organiske materiale til å kompleksbinde metallioner i løsning er mer viktig. (Jørgensen and Willems, 1987; Cao et al., 2003; Ma et al., 2007). Lin et al., (1995) viste at hastigheten på Pb-omsetning var ca 15% i hunusrik jord og ca 5% i en mineraljord.

2.2 Overvåkningsstudier

De siste 20 årene har det blitt gjennomført en rekke overvåkningsstudier av militære og sivile skytebaner i Norge i den hensikt å kartlegge avrenning av tungmetaller. Flere av disse skytebanene er lokalisert på myrområder eller i områder med en blanding av myr og skog. Karakteristisk for studiene er at nivåene er høyest i myr- og humuspåvirket avrenning. Karakteristisk er også at det er en stor grad av fortykningseffekt nedstrøms for avrenningsbekkene. De første studiene omfattet i hovedsak målinger i vannavrenning for bly, kadmium, kobber og sink. De seinere årene har også antimon blitt inkludert i studiene. Nedenfor er en kort beskrivelse av målestudier som er gjort i avrenningsbekker fra noen utvalgte skytebaner som er mer eller mindre myrpåvirket. Nivåene av metaller i avrenningen fra disse skytebanene vil variere over tid på grunn av sesongmessige variasjoner i utlekking av humusstoffer, nedbør og menneskelig aktivitet. Rapportene dataene er hentet fra mangler ofte detaljert beskrivelse av i hvilken grad avrenningsbekkene er myrpåvirket og informasjon om type myr. I framtidige overvåkningsstudier bør slik informasjon framkomme.

2.2.1 Steinsjøfeltet

Steinsjøfeltet (Fig 2.1) ligger i Østre Toten kommune i Oppland fylke. NIVA har på oppdrag fra FB gjennom 15 år målt sterkt forhøyede nivåer av Pb og Cu i avrenningsbekker som er myrpåvirket. Måleområdet Hækatjern er det målt mer enn 100 µg/L Pb og Cu (Rognerud, 2006). FB har gjennomført tilsvarende studier i 2006 og de høyeste nivåene ble målt ved myrlokaliteter i konsentrasjoner opp til 40 µg/L Pb og 50 µg/L Cu (Forsvarsbygg/SWECO, 2007). FFI har hatt gående flere prosjekter på Steinsjøen og målt høye Pb, Cu og Sb verdier i Larsmyrbekken (Figur 2.1) som er en dreneringsbekk fra skytebane (Strømseng og Ljønes, 2003; Strømseng et al., 2005; Strømseng et al., 2008). På bakgrunn av pH målt i Larsmyrbekken som ligger i området 6,5 (Strømseng og Ljønes, 2003) og ved befaring antas Larsmyrbekken å drenere vann fra intermediær rike minerotrofe myrer. Nivåene varierer etter graden av vannføring i bekken, men

fra det siste studiet i 2007 lå nivåene av Pb, Cu og Sb på ca hhv 15, 40 og 10 µg/L. Strømseng (1999) viste at blyforurensingen primært lå i de øvre 30-40cm av myra (Strømseng, 1999).



Figur 2.1 Myr på skytebane 5a i Steinsjøen skytefelt. Nederst i bilde vises Larsmyrbekken som har vært studert nøye med hensyn på tungmetallavrening (foto: Arnljot Strømseng)

2.2.2 Heistadmoen og Hengsvatn

Heistadmoen og Hengsvatn skytefelt ligger ved Kongsberg i Buskerud fylke (Fig 2.2). Det er målt Pb og Cu i avrenningsbekker herfra siden 1999 (Rognerud, 2006). Det fremkommer ikke informasjon om graden av myrpåvirkning. To målepunkter i på hhv Heistadmoen og Hengsvatn har tildels svært høye nivåer med opptil 40 µg/L Pb og 100 µg/L Cu. Det ble observert stor grad av fortykning nedstrøms for målepunktene.



Figur 2.2 *Diplemyrane bane 3 i Hengsvann skytefelt (foto: Arnljot Strømseng)*

2.2.3 Avgrunnsdalen

Avgrunnsdalen skytefelt ligger i Hurum kommune i Buskerud. Dette er en typisk myrlokalitet og ligger i bunnen av en dal (Figur 2.3). Ut fra beliggenhet og pH i avrenningsbekken som ligger rundt 5,5 (Sørli et al., 2004) antas myra å være minerogen og intermediaær fattig. FFI har her målt høye Pb- og Cu-konsentrasjoner i bekken som renner gjennom skytebanen (Strømseng og Ljønes, 2002). I 2001 ble det målt mellom 6-69 µg/L Pb og 10-30 µg/L Cu i avrenningsbekk. Kun i ett målepunkt ble det målt Sb (9 µg/L). Det ble også analysert jordprøver som viste at det var høye konsentrasjoner av tungmetaller ned til et dyp på 20cm.



Figur 2.3 Avrenningsbekk fra myr på skytebane 3 i Avgrunnsdalen (foto: Arnljot Strømseng)

2.2.4 Leksdalen og Frigård

Leksdalen og Frigård skytefelt ligger Stjørdal kommune i Nord-Trøndelag fylke (Fig 2.4). Frigård ligger på myrlokalitet og deler av Leksdalen er lagt på skog- og krattbevokst myrlokalitet. Myrområdet på Frigård er sannsynligvis av intermediær minerotrof karakter. På Frigårde bane 5, i sigevannet fra vollen som renner ut i en dreneringskanalen ble det målt høye tungmetallkonsentrasjoner, hhv 22 og 120 $\mu\text{g/L}$ Pb, 33 og 120 $\mu\text{g/L}$ Cu og 11 og 13 $\mu\text{g/L}$ Sb. Det ble ikke målt dramatisk høye nivåer av hverken Pb eller Cu i avrenningsbekk fra skytevoll på Leksdalen. Sb-nivåer ble målt til mellom 3-14 $\mu\text{g/L}$ (Strømseng og Ljønes, 2002).



Figur 2.4 Frigården skytebaner etablert på myr, men delvis overfylt med nye jordmasser (foto: Strømseng og Ljønes)

2.2.5 Heggemoen

Heggemoen skytefelt ligger i Bodø kommune i Nordland fylke (Fig 2.5). Feltet ligger i myrområde som sannsynligvis har karakter av intermediaær fattig minerotrof myr. Målinger er gjort i regi av FB en myrpåvirket bekk. De fant fra ca 10-25 $\mu\text{g/L}$ Pb og ca 10-40 $\mu\text{g/L}$ Cu. Målingene ble utført i perioden 2002 og 2006 (Rognerud, 2006; Forsvarsbygg, 2007).



Figur 2.5 Heggemoen skytefelt i Bodø (foto: Norge i bilder)

2.2.6 Karlstadskogen skytefelt ved Setermoen

Karlstadskogen ligger i Bardu kommune i Troms fylke (Fig 2.6). Feltskytebanen er etablert på et myrområde som sannsynligvis kan karakteriseres som et rikmyrsområde. NIVA har på oppdrag av FB gjennomført målinger av bly og kobber fra dreneringsbekker herfra siden 1999 (Rognerud, 2006). Til dels høye Pb-nivåer er målt i bekken som drenerer feltskytebanen (bane 5) som er etablert på myrområde. Det ble målt en konsentrasjon på $11\mu\text{g/L}$ i bekken i 2004. Da hadde nivået gradvis økt siden målingene startet. Imidlertid ble det målt en relativt mye lavere konsentrasjon i 2005 ($< 5\mu\text{g/L}$). Kobbernivåene i denne bekken har vært mer moderate og holdt seg på et relativt jevnt nivå med konsentrasjoner på mindre en $5\mu\text{g/L}$.



Figur 2.6 Skytebane 5 på Karlstadskogen i Setermoen skytefelt (foto: Arnljot Strømseng)

2.2.7 Bardufoss sentralskytebane

Bardufoss skytefelt ligger i Målselv kommune Troms fylke (2.7). Målinger er gjort av i regi av FB i elver og bekker som drenerer skytefeltet og som er myrpåvirket, antagelig et rikmyrsområde. Tildels høye nivåer er funnet i bekk som drenerer fra lerduefeltet (Rognerud 2005, Forsvarsbygg, 2007). Det ble målt 12 $\mu\text{g/L}$ Pb og 11 $\mu\text{g/L}$ Cu i 2006, og mellom 1 $\mu\text{g/L}$ og 11 $\mu\text{g/L}$ Pb og ca 3-14 $\mu\text{g/L}$ Cu i perioden 2001 og 2005. Her ble det også målt relativt høye nivåer av Sb (ca 1-8 $\mu\text{g/L}$).



Figur 2.7 Sentralskytebanen på Bardufoss (foto: Norge i bilder)

2.2.8 Mauken

Mauken skytefelt ligger i Målselv kommune i Troms fylke (Fig 2.8). Deler av feltet er lokalisert på myr som sannsynligvis kan karakteriseres som rikmyrsområde. Undersøkelser av tungmetaller er gjort i avrenningsvann fra flere prøvestasjoner. FB gjorde undersøkelser i 2006 og fant ikke sterkt forhøyde nivåer av bly, men i to av feltene ble det målt Cu-konsentrasjoner høyere enn $6 \mu\text{g/L}$ (Forsvarsbygg, 2007). NIVA har på oppdrag fra FB gjort målinger ved tilsvarende lokaliteter siden 1992 hvorav en lokalitet fra myrpåvirket bekk har forhøyete nivåer av Pb og Cu. I 2004 ble det målt over $10 \mu\text{g/L}$ Pb og $8 \mu\text{g/L}$ Cu i denne bekken (Rognerud, 2006). FFI målte tilsvarende konsentrasjoner i 2001 (Strømseng og Ljønes, 2002).



Figur 2.8 Sentralskytebanen på Mauken (foto: Arnljot Strømseng)

3 Konsekvenser for planter, dyr og mennesker

Av betydning for hvilke løsninger for avhending som velges er etterbruken av området. Skal det bygges ut til hytte- og rekreasjonsområder, forventer man utstrakt beite av husdyr og/eller ville dyr, er det et hekke- og beiteområde for fugl, eller skal det ryddes til jordbruksformål? Videre så kan metallavrenning være et problem for akvatiske organismer som fisk og andre vannlevende dyr (Lydersen et al., 2002). Det er tidligere rapportert mange tilfeller av forgiftninger når, i all hovedsak våtmarksfugl, får i seg ammunisjonsrester (Lewis et al., 2001; De Francisco et al., 2003). Bly kan også tas opp i fugl via føden når for eksempel rovfugl spiser våtmarksfugl (Hui, 2002; De Francisco et al., 2003). Dette fordrer at man bør fjerne de viktigste kildene til forurensing som skyte- og fangvoller. Likevel vil det sannsynligvis ligge igjen mer eller mindre diffuse kilder til forurensing som kan representere en kilde for eksponering. Planter kan være en kilde til eksponering selv om få planter akkumulerer vesentlige konsentrasjoner av tungmetaller i bladverket. Mesteparten vil være bundet til plantens rotsystem eller deponert som støvpartikler på plantens overflate (Weis and Weis, 2004; Robinson et al., 2008). Man kan videre tenke seg vadefugl som spiser vannplanter og samtidig får i seg metaller bundet til humuspartikler. Andelen humus vil sannsynligvis være lav i forhold til planter. Selv om viktigheten av dette er uklar så kan husdyr som beiter også få i seg en vesentlig andel jord som kan inneholde tungmetaller. Beitedyr konsumerer store mengder planter, men en skytebane dekker sannsynligvis et svært begrenset del av det totale beitearealet og det vil derfor være en betydelig fortynningseffekt. Det er gjennomført risikoanalyser som viser at større dyr, som hjortedyr og rev, som ferdes i skytefelt har en lav risiko for vesentlig eksponering for ammunisjonsrester (Peddicord og LaKind, 2000). Med unntak

for steder med betydelig forurensninger av tungmetaller er det lite trolig at plantene i seg selv vil la seg påvirke i stor grad av metallforurensningen, men vegetasjonstypen etter avhending er av betydning for hvor attraktivt området vil være for beitedyr. Voie og Strømseng (2000) fant også at det ikke var grunn til å tro at det var betydelig helserisiko for mennesker knyttet til eksponering av tungmetaller fra en skytebane. Problemet vil sannsynligvis være størst for akvatiske organismer og omfanget vil være avgrenset av hvor langt ned i vassdraget utlekkingen fører til forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller og deres biotilgjengelighet.

4 Tiltak på forurensede lokaliteter

Det finnes flere metoder for å rydde opp i et skytefelt lagt på myr. Metodene som man til slutt velger vil sannsynligvis bli en kombinasjon av flere og trenger ikke skille seg nevneverdig ut fra tiltak som utføres på lokaliteter med annen type grunn.

4.1 Restaurering av skadete myrer

Et aktuelt tiltak vil være å legge forholdene til rette for å fremme vegetasjonstilveksten på området og eventuelt avskjære gjennomstrømmingen av rent vann gjennom skytefeltpåvirket myr for å redusere utlekking av tungmetaller. Men, hvis skytebanen er på en type myr som er spesielt verdifull kan det være et ønske om å tilbakeføre denne til opprinnelig naturtilstand. Torvmyrer har blitt og blir benyttet for utvinning av brensel og som råstoff til blant annet energiproduksjon. Store myrområder har også blitt drenert for å tilrettelegge for jordbruk. Store prosjekter gjennomføres for å få noen disse områdene tilbake til den opprinnelige naturtilstanden blant annet Sverige, Finland og Estland, og i Canada (Gorham and Rochefort, 2003; Vasander et al., 2003; Rochefort et al., 2003).

Strategien som har blitt valgt for å restaurere gamle torvmyrer kan gå i flere etapper avhengig av status på myra. Først forsøker man å gjenskape de hydrologiske forholdene på myra. I praksis betyr dette å heve grunnvannstanden. Dette kan skje ved å fylle igjen gamle dreneringsgrøfter. Dette har vært vanlig praksis i Finland og har gitt gode resultater (Heikkilä et al., 2006). Å heve grunnvannstanden er imidlertid ikke alltid helt uproblematisk på grunn av økt risiko for overflateavrenning og erosjon fordi skadete myrer har mistet sin opprinnelige kapasitet til å holde på vannet. De er særlig utsatt i store nedbørs- og snøsmeltingsperioder. For å kontrollere og holde tilbake vannet blir det foreslått å bygge kunstige terrasser og pytter (Price et al., 2003). Hvis man ikke forventer at myra over tid regenererer til sin opprinnelige tilstand blir neste trinn i restaureringen å tilbakeføre den opprinnelige vegetasjonen. Spontan gjenoppretting av myra avhenger veldig av hva den har blitt benyttet til (Lavoie et al., 2003). En foreslått metode er å benytte en donormyr som tilsvarer den skadete myren, og samle opp det øverste 5-10 cm laget av myroverflaten (Rochefort et al., 2003). Dette laget spres deretter mer eller mindre jevnt utover den skadete myra i et arealforhold på ca 1:10. Man tenker seg at donormyra inneholder det som er nødvendig av frø og sporer, og regenererbare planter og moser til at de kan kolonisere den skadete myra. For å beskytte myra og det pålagte plantemateriale har man lagt på et lag med halm i en mengde av ca 3000 kg/ha (Rochefort et al., 2003). Halmen både bedrer mikroklimaet i myra, bidrar med å holde på fuktigheten og er lett å få tak i til en lav pris. Neste trinn som foreslås er en

forsiktig gjødsling for å øke primærproduksjonen og dermed øke regenerasjonshastigheten. Gjødsling av myra kan være fornuftig, men trenger ikke ha noen virkning, eller kan faktisk virke mot sin hensikt. Nedenfor blir dette temaet gjennomgått i mer detalj.

4.2 Gjødsling, kalking og beplantning

Myrer er generelt næringsfattige med lav tilførsel av nærings- og sporstoffer.

Primærproduksjonen og plantetilvekst blir ofte styrt av balansen mellom viktige næringsstoffer som Nitrogen (N) og fosfor (P). N- og P-balansen i myr er svært komplisert og er avhengig av myrtype og næringstilgang. Gjødsling og kalking kan være en metode for å øke hastigheten på gjenvekst av planter på skadet myr. Revegetering er også en effektiv metode for å hindre erosjon. I et myrområde i Fnland, benyttet til torvuthenting, ble det testet ut forskjellige typer av gjødsel: To askebaserte typer fra torvforbrenning (ca 6000 kg/ha), biotit (1500 kg/ha) og et P-Kalium (K)-basert gjødsel (556 kg/ha) (Houtari et al., 2007). De askebaserte gav den beste effekten med rask tilvekst av forskjellige mosearter. Gjødsling av en myr trenger imidlertid ikke ha noen virkning, eller kan faktisk virke mot sin hensikt med hensyn på tilvekst (Brække, 1999a, Rydin og Jeglum, 2006). Det er også foreslått at det kan øke nedbrytingen av torv og dermed øke utslipp av metaller bundet til organisk materiale. For eksempel kan tilførsel av kalk, som har høyt innhold av kalsium, føre til begrensninger på tilgangen av viktige stoffer som P, K og Mangan (Mn) (Rydin og Jeglum, 2006). Kunstgjødsling med NPK-blandinger kan være skadelig for torvmosen ved å fremme brannsåreffeater på mosen. En studie gjennomført av NINA viste at kalkdoser på 3 til 6 tonn/ha førte til irreversible skader på mosedekket med avdøing av torv- og levermoser (Aarrestad et al., 2007). Doser på 1 tonn/ha gav mindre og reversible skader på mosedekket. Feil gjødsling kan også fremme tilvekst av høyere planter som kan fortrenge mosen hvis det er ønskelig å bevare naturlig florasammensetning. I et kalkingsprosjekt på ombrogen myr utført på 1950-tallet i Norge observerte man død av torvmosen og reetablering av andre planter allerede etter ett år Brække (1999a). En studie på en minerotrof myr i Minnesota, ble det gjennomført et studium over seks år som viste at NP-tilsetning forandret vegetasjonssammensetningen i myra (Keller et al., 2005). Det er grunn til å tro at fattigmyrer er mer utsatt for skadeeffekter ved kalking enn rikmyrer ettersom rikmyrer allerede har en flora tilpasset et miljø med høy tilgang på næringsstoffer.

Hvorvidt gjødsling i seg selv vil føre til økt nedbrytning av torv er uklart, men det er grunn til å tro at man får en økt mineralisering i overflatelaget (Lundin og Begquist, 1996; Brække 1999b). Keller et al (2005) studerte karbonmineraliseringsdynamikken i en myr over seks år etter gjødsling og fant ingen økning i metanproduksjon eller metanforbruk. Vi siterer Rolf Vogt, professor i jordkjemi Universitetet i Oslo: ”Ved gjødsling av myr er det mange prosesser som virker i motsatt retning. Mekanistisk sett så vil P konkurrere med de organiske syrene om adsorpsjonsplasser (anionseter) på jordsmonnet. Fosfatgjødsling skal da i teorien føre til øket utvasking av humusstoffer. Jeg kunne tenke meg at gjødsling også vil føre til økt organisk innhold i jordsmonnet - noe som på sikt vil kunne gi mer utvasking av humusstoffer. På kort sikt vil fosfatet binde spesielt aluminium og jern slik at det muligens vil dette også kunne øke løseligheten, men den vil også øke ionestyrken - noe som vil føre til mindre løselighet.”

En forsiktig gjødsling av skadet myr for å fremme en hurtigere tilvekst av planter blir imidlertid anbefalt av flere. Sottocornola et al (2007) har foreslått forsiktig gjødsling med P (ca

15-25 g P/m²), med bakgrunn i hypotesen at det er P som størst grad er den begrensende faktoren i myr som er skadet og opprinnelig drenert. Det ble argumentert for at nedbrytning av torv i drenerte myrområder vil fremme N-mobilisering og N-tilsetning ble derfor ikke ansett som nødvendig (Sottocornola et al 2007). Gjødsling med P vil også i teorien kunne bidra til å felle ut tungt løselige blyfosfater som beskrevet nedenfor.

Forutsatt at overflatelaget ikke blir for tørkeutsatt vil myra gro igjen med planter som kan binde opp jorda og redusere overflateutlekkingen av metaller bundet til organisk materiale. Figur 4.1 viser hvordan skadet myr fra Steinsjøen skytefelt i løpet av en åtteårsperiode naturlig har begynt å gro igjen. For å øke tilveksthastigheten av planter på skadet myr kan det være aktuelt å beplante det skadete området, enten ved å tilføre en donormyr som beskrevet ovenfor, eller ved å beplante med hurtigvoksende planter som for eksempel vanlig gress. Å introdusere nye arter på en lokalitet er ikke uproblematisk og krever at man innhenter kunnskap om de plantene man ønsker å benytte seg av. Over tid er det sannsynlig at naturlig suksesjon vil fortrenge introduserte arter på grunn av de vanskelige vekstforholdene på myra. Det kan tilrettelegges for økt gjenveksthastighet på skadet myr gjennom forsiktig gjødsling, men man må da ta høyde for at det på fattigmyr etableres et plantesamfunn som normalt finnes på rikmyr. Kompleksiteten av en slik operasjon avhenger av type myr, myras topografi og skytebanens beliggenhet og størrelse.



Figur 4.1 Skytebane 5a lagt på myr på Steinsjøen skytefelt. Bildene er tatt hhv 2000 og 2008 og viser en betydelig gjenvekst av planter (foto: Arnljot Strømseng og Espen Mariussen).

4.3 Erosjonssikring av myrer

Skadet myr, for eksempel fra åpne dreneringsgrøfter, er svært utsatt for erosjon og kan bidra til å øke metallforurensingen gjennom økt frigjøring av torvpartikler (e.g. Urban et al., 1990; Wallage et al., 2006; Rothwell et al., 2007). En skadet myr blottlegges også for oksidasjon og økt nedbrytning. De kjemiske prosessene i en skadet myr er komplekse. Oksidative forhold vil føre til en forsurening av myra på grunn av oksidasjon av sulfider (Lundin og Bergquist, 1990). Dette vil kunne føre til en øket mobilisering av frie tungmetallioner (e.g. Gundersen og Steinnes, 2003). Løseligheten på humus vil derimot avta pga av at humussyren protoniseres og blir uladet og mindre vannløselig. Andelen løste humusstoffer vil da kunne gå ned (Clark et al., 2005).

Oksidative forhold kan også øke produksjonen av løste humusstoffer ved økt enzymatisk nedbryting av torvmateriale. Under anaerobe forhold er disse hydrolaseenzymene hemmet av fenoliske komponenter i torva. Med oksygen tilstede aktiveres fenoloksidaser som bryter ned de fenoliske gruppene og hydrolaseenzymene kan aktiveres. Dette er en irreversibel prosess (Freemann et al., 2001; Worrall et al., 2007). Erosjonsbegrensende tiltak vil være en sikker måte å redusere avrenning av torvpartikler og dermed tungmetaller, og øke hastigheten på tilveksten av vegetasjon som kan binde opp jorda (Wallage et al., 2006). Som nevnt ovenfor kan man bygge kunstige terrasser og pytter (Price et al., 2003) for å redusere gjennomstrømningshastigheten over jordoverflaten. Wallage et al (2006) foreslår å blokkere åpne dreneringsgrøfter som et effektivt tiltak for å redusere utslipp av humusstoffer. Skadet myr kan også få et beskyttende dekke av biologisk nedbrytbare materialer, hamp, halm og/eller kokosmatter. Ren masse, eller tilbakeføring av rensset masse, kan legges på toppen og beplantes for å initiere tilveksten av planter.

4.4 Jordforbedringstiltak

Jordforbedringstiltak innebærer å blande inn, eller spre stoffer i jorda som binder opp og hindrer, eller bremser utlekking av tungmetaller. De fleste studier som er gjennomført er gjort på mineraljord og kan ikke umiddelbart ekstrapoleres til myrjord. Kalking av myra kan øke ionestyrken i jorda, pH vil øke og man får en økt dissosiasjon og aktivering av sure funksjonelle grupper og økt ladningstetthet (Krogstad, 1983). Løseligheten til humusforbindelser vil også kunne gå ned på grunn av kalsiumutfellinger (Lydersen et al. 2002). Torvmaterialets evne til å adsorbere og binde opp/stabilisere tungmetaller vil da kunne øke. Dette er vist både for kobber (Cu), kadmium (Cd) og bly (Pb) (Gondar et al., 2006). Kunnskapen er mindre på antimon (Sb) i torvmaterialer, men det har nylig blitt publisert arbeider der man har målt bevegelse av antimon i grunnen på skytefelt samt affinitetsstudier av antimon til humussyrer ekstrahert fra jord (Steely et al., 2007). Denne studien viste at Sb binder seg relativt god til humussyrer og at humussyren under oksidative forhold kan fremme oksidasjon av den presumptivt mest giftige treverdige formen til den mindre giftige femverdige Sb-formen (Steely et al., 2007).

I mineraljord er det gjort flere studier på jordforbedringsmidler. Det amerikanske forurensingstilsynet (US-EPA) har laget en veileder for etablering av skytebaner. Der inngår forslag til metoder for å redusere tungmetallavrenning, med fokus på bly, ved å forandre kjemien i jorda. Denne veilederen beskriver imidlertid ikke tiltak som angår myr. Tiltak for å redusere mobiliteten til bly er å øke pH i jordsmonnet ved tilsetning av blant annet kalk. Økt pH vil redusere løseligheten til bly og kobber. Det er imidlertid ikke sikkert at utstrakt kalking av myra er det mest hensiktsmessige og EPA anbefaler ikke kalking som metode for å øke pH hvis pH i jorda er under 4,5. De anbefaler heller ikke kalking av jord hvis pH er over 8,5 ettersom det igjen kan føre til økt mobilisering. I tillegg til spredning av kalk blir det foreslått å spre fosfat for å felle ut tungt løselige blyfosfater. EPA foreslår ca 10kg/300 kvadratmeter fosfat. US Army Corps of Engineers har gjort studier på forskjellige typer mineraljord med å blande inn forskjellige fosfatforbindelser for å stabilisere bly. De anbefalte 3% innblanding med hydroxyapatitt, kalsiumfosfat eller kaliumfosfat (Tardy et al., 2003). Natriumfosfat og ammoniumfosfat viste seg mindre effektivt.

Kalking anbefales som et tiltak for å stabilisere tungmetaller i forskjellige jordtyper. Hvorvidt kalking av myr i praksis hindrer utlekking av gjennom utfellingsreaksjoner er imidlertid

høyst usikkert. På Steinsjøen er det gjennomført kalking som et tiltak og det er ikke ført til noen målbar effekt (Rognerud, 2005). Brække (1999a) studerte effekten av kalking av ombrogen myr og fant at kationbyttekapasiteten økte ned til opptil 60cm dyp. Dette vil i teorien øke myras kapasitet til å holde tilbake byttbare kationer. I den samme studien ble det også observert at det tilførte kalsiumet fra kalkingen i stor grad var holdt tilbake 37 år etter kalkingen (Brække, 1999a). Tapet skyldtes i all hovedsak overflateavrenning. Det er lite trolig at kalk og fosfatspredning vil minske antimonavrenningen vesentlig. Tvert imot viste Larson et al., (2005) i et utlekkingsstudium at hydroxyapatitt kunne øke utlekking av antimon. Hydroxyapatitt i torvmateriale var også mindre effektivt i å redusere utlekking av bly enn fra andre jordtyper (Larson et al., 2005; 2007). Dette kan ha sammenheng med økt pH til tross for at forsøket til Larson et al., (2005) viste at pH i filtratet ble lite påvirket av fosfertilsettingen. Sb(V) vil være et anion, torv har mange sure funksjonelle grupper og en øket pH vil derfor redusere adsorptionskapasiteten i torva. Johnson et al (2005) gjorde utlekkingsstudie på mineraljord fra skytefelt og fant at andelen løst antimon økte med økende pH ($pH > 8$). I forbindelse med utlekkingsstudier av bly fra skytevolljord testet Larson et al., (2007) et sulfittbasert jordforbedringsmiddel (Sulfi Tech A/T) som viste seg effektivt mot antimonutlekking. Dette resultatet ble ikke diskutert i rapporten og det ble ikke spesifisert noen detaljer om leverandør. Det er imidlertid grunn til å tro at sulfitt kan redusere Sb(V) til mindre mobilt, men mer giftig Sb(III) (Rof Vogt pers med).

Jernbaserte remedieringsteknikker er mye brukt for å stabilisere og rense kontaminert vann og jord. Cundy et al (2008) gir en oversikt over noen av disse teknikkene og kostnader knyttet til dette. Hvorvidt dette er effektivt i myrjord er uvisst. Jern kan også være effektivt for å stabilisere antimon. I Johnson et al (2005) refereres det til en rekke arbeider som viser at en høy andel av antimon er adsorbert til jernhydroksider og manganoksider. Det er også vist av FFI der filtermedier belagt med jern har vært det eneste effektive mot antimon. Det er videre vist at Sb(III) binder seg enda sterkere en Sb(V) og over et videre pH-område (Johnson et al., 2005). Under oksiderende forhold vil primært antimon forekomme i femverdig form, men under reduserende forhold vil forekomsten av Sb(III) øke. En uskadet myr har ofte reduserende forhold og det er derfor trolig at mobiliteten til antimon her er lav. Prinsippet for å skape reduserende forhold å hindre avrenning av tungmetaller er benyttet av gruveindustri ved at man har laget kunstige hindre av kompostmaterialer. Dette kan vise seg effektivt også i områder med myr med et klart avgrenset avrenningsmønster.

4.5 Drenering og avskjæring

Vanngjennomstrømmingen i myra kan reduseres ved å drenere vekk eller lede vekk innløpet av vann til myra. Dette vanntilsiget er i utgangspunktet upåvirket av metallforurensingen. Drenering av myra vil gjøre myra tørrere. Når vannet i det øvre sjiktet fjernes vil poresystemet kollapse og gjøre torvlaget mer kompakt. En senkning av vannstanden vil forandre redoxpotensialet i myrlaget og kunne øke nedbrytningen og mineraliseringen av humusmaterialer i topplaget ved at det blir mer oksidative forhold (Lundin og Bergquist, 1990; Prevost et al., 1999; Brække, 1999a; Kruk and Podibelska, 2005). Konsekvensene av dette synes uklare, men mer oksidative forhold vil danne nedbrytningsprodukter som kan være mer tilgjengelig for overflateavrenning. Dette skjer også naturlig gjennom årstidsvariasjoner i vannstanden (Scott et al., 1998; Clark et al.,

2007). Oksidative forhold vil også kunne føre til en mobilisering av tungmetaller ved at sulfider oksideres til svovelsyre som så løser opp og vasker tungmetaller ut av jordsmonnet (e.g. Lundin og Bergquist, 1990). Hvis der er teknisk mulig bør derfor en avskjæring av vann bli fulgt opp med tiltak for å opprettholde vannstanden i den tungmetallbelastede myra, for eksempel ved en form for oppdemning.. En forandring på de hydrologiske forholdene i myra vil påvirke vegetasjonssammensetningen. En permanent forandring i vegetasjonssammensetningen vil forandre myrjordens egenskaper og kan lede til økt mobilisering av tungmetaller. For eksempel vil etablering av trær, som gran og furu, kunne føre til en forsuring av overflatejorda og sannsynligvis bidra til økt metallmobilisering.

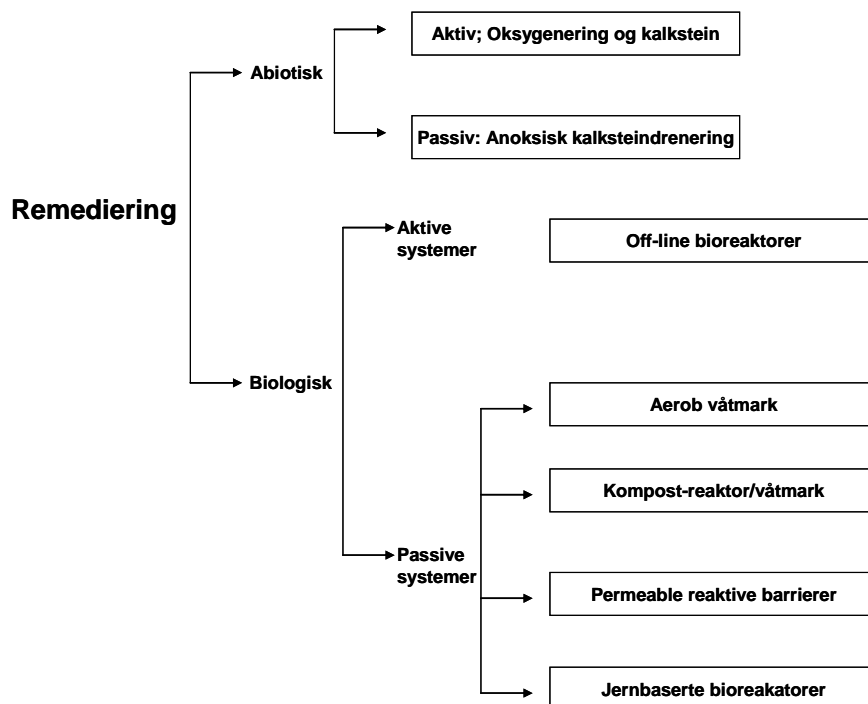
4.6 Fjerning av masser

Det er det øverste laget av jorda som er normalt mest kontaminert av tungmetaller. Det har vært gjort noen studier som viser vertikal fordeling av tungmetaller i jord og at mesteparten er lokalisert i det øvre 10-30cm sjiktet (Murray, 1997; Cao et al., 2003; Sorvari, 2007; Steely et al., 2007; Duggan and Dhawan, 2007). Få studier er funnet om vertikal fordeling av tungmetaller i skytebaner lagt på myr. På Steinsjøen, i en myr på et målområde, ligger blyforurensingen primært i de øvre 30-40cm av myra (Strømseng, 1999). I Avgrunnsdalen ligger forurensningen i de øvre 20cm av jordsmonnet og kan utgjøre betydelig mengde (Strømseng og Ljønes, 2002). Det er målt vertikal fordeling i alkalisk jord (pH 7.5) med relativt høyt organisk innhold (13.5%) som viste høye Pb-konsentrasjoner helt ned til 100cm (262mg/kg) (Cao et al., 2003). De foreslo at det høye organiske innholdet ville øke mobiliteten til Pb gjennom løselige Pb-organiske forbindelser. I en lysimeterstudie av Deiss et al., (2004) observerte de en svært høy mobilitet av bly gjennom sur ombrogen torv. Et tiltak kan være å identifisere de mest kontaminerte områdene og fjerne disse jordmassene som for eksempel skytevollene. Fjerning av det øvre jordlaget på myra vil være analogt med torvuthenting og vil fremme erosjon og det bør dermed gjøres tiltak for at erosjonen reduseres. Fjerning av forurenset jordmasse vil stoppe utlekking fra punktkildene, men forutsetter en plan for hva man skal gjøre med massene og en innsats for å få området tilbake til en naturtilstandsform ettersom dette vil ødelegge myra. Dette blir diskutert nedenfor. Fjerning av store mengder torvmaterialer bør derfor sannsynligvis i størst mulig grad begrenses. Jordmasser som er fjernet bør erstattes med ny og ren jordmasse og deretter beplantes, eller gjennomgå en restaureringsprosess som beskrevet ovenfor.

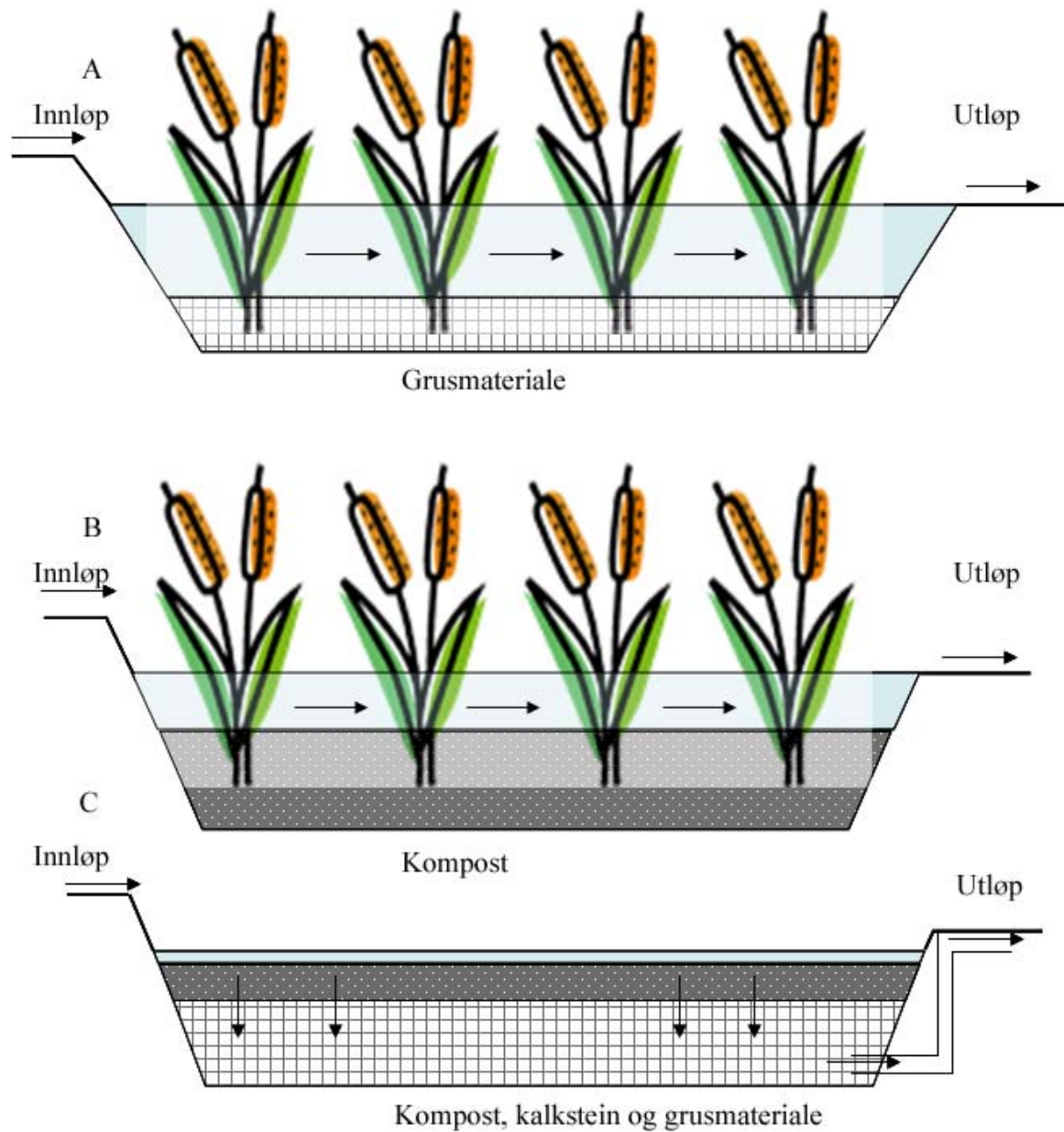
4.7 Oppdemningsanlegg og infiltrasjonsanlegg

Myrer har gjerne et utløp av vann som har gått gjennom myra og er påvirket av metallforurensingen. Selv om det rene vannet som går inn i myra ledes utenom vil man likevel kunne ha avrenning av forurenset vann forutsatt at dreneringen ikke totalt tørker ut myra. Dette gjelder spesielt i snøsmeltings- og nedbørsperioder hvor man får mye overflateavrenning. Målinger har vist at episoder med overflateavrenning fra skytebanepåvirket område, og fra områder med gruvedrift, gir pulser av økt innhold av tungmetaller i vannet (Whyte and Kirchner, 2000; Strømseng og Ljønes, 2003). Dette er analogt med avrenningspulser fra veier og gater etter kraftig nedbør og snøsmelting (Paul and Meyer, 2002; Westerlund og Viklander, 2006). Avrenningen av slikt forurenset vann kan ledes gjennom et filtersystem før det slippes videre ut.

Forurenset vann kan også samles i såkalte utfellingsdammer. Utfellingsdammer vil være aktuelt i områder med høy vannavrenning og mye nedbør der kapasiteten til filtersystemer blir for liten. Prinsippet for utfellingsdammer er å lede forurenset avrenning ut i kunstig anlagte dammer som kan være begrodd med vegetasjon (Mayes et al., 2008). Her vil metallbundne partikler og kolloide sedimenteres, eller bindes opp i vegetasjonen enten ved opptak i planten eller ved at metallene adsorberes til plantens rotsystem (Weis and Weis, 2004, Lee et al., 2007). Ved tilsetning av fellingskjemikalier vil man i teorien kunne fange opp forurensingene ytterligere ved at metallene felles ut i vannet og sedimentasjonshastigheten øker. Viktige parametre som kan manipuleres med, er vannets kjemiske egenskaper (pH og oksidativ status). I såkalte aktive systemer opprettholder man et oksidativt miljø og det kan tilsettes alkaliserende stoffer som kalk, lut, kalsiumkarbonat og magnesiumoksider (Johnson and Hallberg, 2005). Man kan også tilsette flokkuleringsmidler som aluminium (Davis and Gloor, 1981; Eikebrokk et al., 2004). I passive, anoksiske, systemer leder man vann gjennom en barriere av kompost og kalkstein. Avhengig av residenstiden vil utløpsvannet bli renere. Det finnes en rekke strategier for hvordan rensing av tungmetallforurenset avløpsvann og de fleste er knyttet opp mot avrenning fra gruver. Figurene 4.2 og 4.3 viser en oversikt over strategier for remediering av forurenset vann etter Johnson og Hallber (2005) og Mayes et al., (2008). Nivåene av tungmetaller i avløpsvann fra gruvedrift er imidlertid som regel vesentlig høyere enn avrenning fra skytefelt. Rensepotensialet vil være mye høyere i sterkt kontaminert vann. Det er usikkert i hvilken grad en slik strategi er kostnadstjenlige metoder for å rense dreneringsvann fra skytefelt som skal avhendes på grunn av anleggs- og vedlikeholdskostnader, og krav om oppfølging i etterkant.



Figur 4.2 Biologiske og abiotiske strategier for rensing av avløpsvann (etter Johnson og Hallberg, 2005)



Figur 4.3. Prinsippskisser av forskjellige kunstig anlagte våtmarker for rensing av avløpsvann fra gruvedrift (etter Mayes et al., 2008). A) Beplantet våtmark med kalkstein og grus (< 0,3m) som bunnmateriale under aerobe forhold. B) Beplantet våtmark med kompost (~0,5m) som bunnmateriale under anaerobe forhold C) Damanlegg der vannet går gjennom to lag av kompostmateriale og grusmateriale for å skape alkaliske og reduserende forhold.

4.8 Filtermedier

4.8.1 Generelt om bruk av filtermedier

Det er svært utfordrende å finne et filtersystem til en fornuftig pris som både har høy renskapasitet og renseseffektivitet. Man må sannsynligvis inngå et kompromiss der man velger en løsning som gir vesentlig reduksjon i risiko for høy metalleksponering, men som kanskje ikke gir en total renseseffekt. En rapport av Strømseng og Ljønes, (2003) viste at metallavrenningen skjedde i såkalte pulser i perioder med mye nedbør. I tillegg til forhøyet vannføring økte også metallkonsentrasjonen i avrenningen til tross for at økt fluks gjennom nedbør har en fortyningseffekt. Dette kan være logisk ettersom regn vil løse opp ammonisjonsrester som ligger på overflaten både mekanisk og kjemisk, man får økt overflateavrenning, høyere partikkelinnhold i avrenningen og dermed også forhøyet metallavrenning. I et senere arbeid (Strømseng et al., 2007), under uttesting av filtermedier, ble det samme observert, samtidig som at renseseffekten til filtrene økte under slike episoder. Den økte renseseffekten kan skyldes at metallet i vannet under en slik episode er i en mer reaktiv oppløst form. Det at andelen metall øker ved slike avrenningsepisoder kan skyldes flere ting. I studien av Strømseng og Ljønes (2003) så de også at pH i avrenningsbekken gikk ned i nedbørsperiodene, og redusert pH vil føre til en øket mobilisering av frie tungmetallioner (e.g. Gundersen og Steinnes 2003). Motsatt så de at under gravearbeider gikk pH i bekken opp fulgt av en økt andel partikkelbundet metall i forhold til løst. Ved nedbørspulser forandres ionestyrken i vannet og i rapporten til Strømseng og Ljønes (2003) var konsentrasjonen av løst/kolloidalt Pb omvendt proporsjonal med ionestyrken. Ved økt vannføring blir også oppholdstiden til målepunktet (filterinntak) kortere. Man kan anta at andelen løst metall er omvendt proporsjonal med tiden det tar fra det gikk i oppløsning. Dette forutsetter at vannkjemien er endret i forhold til der den ble løst ut slik at løsningen er overmettet mhp tungmetallet.

Metallene er mest biotilgjengelig, og dermed utgjør størst risiko for toksiske effekter, når de er løst som frie ioner og ikke partikkelbundet. I et toksikologisk perspektiv er også brå konsentrasjonsøkning av potensielle gifter en større trussel enn en gradvis tilvenning til høye konsentrasjoner. Ved avrenning fra skytefelt vil det derfor være ønskelig å hindre raske konsentrasjonsendringer av tungmetallinnholdet og i rapporten av Strømseng et al., (2007) viste flere filtermedier seg å være egnede til å fange slike periodiske topper til tross for at de ikke gav en fullverdig generell rensing i normalavrenningen. Rent kvantitativt utgjør også den periodiske forhøyede metallavrenning en veldig stor andel av den totale avrenningen over året på grunn av høyere vannfluks i tillegg til høyere metallkonsentrasjon (Whyte and Kirchner 2000; Strømseng et al., *in prep*). Også forfilteret som primært var satt opp for å fange opp partikler viste seg effektivt å fange opp de periodiske pulsene med høye tungmetallkonsentrasjoner. I en avrenningssituasjon fra myr vil man anta at pH i vannet er lav og dermed i utgangspunktet har en relativt høy andel tungmetaller i løst biotilgjengelig form. Vann fra myr har imidlertid et høyt innhold av partikler og organisk materiale som vil motvirke effekten av pH og fremme en høy andel partikkelbundet metall. Dette kan kanskje utnyttes i utviklingen av et filtersystem ved å manipulere med pH-nivået i vannet som går i filtersystemet, eller i utfellingsdammer som er laget i tilknytning til skytebanene. Ettersom pH er viktig for biota må man være oppmerksom på at

denne kan påvirkes. Vannet som går ut fra filtersystemet må ikke ha høyere pH enn at man har kontroll på evt. fortyningseffekter og hvordan biota kan bli påvirket.

4.8.2 Erfaringer med uttesting av filtermedier på FFI

FFI har testet en rekke filtersystemer for å fange opp metallforurensing i avrenningsvann fra skytefelt. Effektiviteten til disse filtersystemene er vist å avhenge av en rekke faktorer som type filter, gjennomstrømningshastighet, hvilken form metallene befinner seg i, metallkonsentrasjonen i vannet og vannets fysiske- kjemiske tilstand. For at det skal være hensiktsmessig å installere filtersystemer bør man konsentrere opp og rette avrenningen til kun få sivevannsbekker. Noen av utfordringene knyttet til filtermedier er å finne et produkt med både høy vanngjennomstrømningsevne og god renseeffekt. Andre prosjekter har vist at slike filtermedier har lett for å bli tette (Henderson og Demond, et al., 2007). Noen av de mest lovende filtermediene for rensing av tungmetaller er jernbaserte (Henderson and Demond, 2007; Cundy et al., 2008; Thiruvengkatachari et al, 2008) og man bør teste ut blandinger av filtermedier med forskjellige egenskaper for å få best renseeffekt. I de tilfeller hvor filtermediet gir en forøyet pH etter rensing bør man teste ut betydningen av dette; for eksempel hvor mye fortykning som skal til for å få normal pH eller i hvilken grad flora og fauna påvirkes. Thiruvengkatachari et al (2008) gir en oversikt over reaktive barrierer som er benyttet i grunnvannsremediering. Nedenfor er en beskrivelse av forskjellige filtermedier som er testet ut av FFI. Studiene er gjort i felt på Steinsjøen skytefelt fra en myrpåvirket avrenningsbekk (Stømseng et al, 2005 og 2007) og testperiodene varte i ca 1 måned.

Forfilter med grovsand

I forbindelse med feltforsøkene i 2006 ble det benyttet et forfilter av grovsand for å fange opp partikler som kunne tette igjen rensefiltrene. Forfilteret hadde en gjennomsnittelig renseeffekt på 33% for Pb, men ingen renseeffekt for Cu og Sb. Ett unntak var at forfilteret fanget opp episoden med forhøyet konsentrasjon av Cu.

AXF 30:27

Dette er torv som er varmebehandlet ved 305 grader uten tilstedeværelse av oksygen. Dette er opprinnelig torv, hentet fra Nord-Sverige, av torvmose og starr med en omdanningsgrad på 4-5 på Von Post skala. Adsorpsjonskapasiteten er avhengig av blant annet pH og ionestyrke, og man kan tenke seg at man ved manipulering av disse faktorene kan påvirke filtereffektiviteten. Filteret hadde en gjennomsnittelig renseeffekt på 55, 40 og 3% for hhv Pb, Cu og Sb.

Modifisert AXF 30:27

Dette er samme medium som ovenfor, men torvgranulene har et dekke av tørkede mikroalger som man tenker seg kan øke adsorpsjonskapasiteten på filtermediet. Filteret er utviklet på UMB i Ås og er per dags dato ikke kommersielt tilgjengelig. Filteret hadde en gjennomsnittelig renseeffekt på 53, 42 og 3% for hhv Pb, Cu og Sb.

Biomatrix Gold

Dette er varmeaktivert torvmose som er høstet i Canada og som er svært fingranulert. På grunn av mye fine partikler var det et problem at filteret tettet seg. Filteret ble benyttet som nedstrømsfilter. I en 66 dagers periode hadde det en gjennomsnittelig renseeffekt på 29 og 23% for hhv Pb og Cu. De første 30 dagene hadde filteret en renseeffekt på 51 og 38% for hhv Pb og Cu.

Aktivt kull (Norit GAC1 1240)

Dette filtermediet har en partikkelstørrelse på mellom 0,5 og 4 mm, med en effektiv partikkelstørrelse på 0,65mm. Kullet er fremstilt ved at kullet varmes opp til 540 grader uten oksygen og deretter behandlet med supervarm damp ved minimum 870 grader for å gjøre det aktivt. Aktivt kull er primært benyttet for å fjerne organiske substanser fra vann og mindre brukt til å fjerne uorganiske stoffer. Filteret hadde en gjennomsnittelig renseeffekt på 57, 55 og 20 % for hhv Pb, Cu og Sb.

Olivin (Vanguard refractory grade olivin, Industrial olivine)

Olivin er et isomorft blandingsmineral mellom forsteritt (Mg_2SiO_4) og fayalitt (Fe_2SiO_4). Mest vanlig er magnesiumrik olivin. Er ofte dekket av brun forvitningsoverflate i naturen på grunn av jernet som oksiderer. Olivinet hadde en kornstørrelse på 0,1 til 3 mm. Filteret hadde en gjennomsnittelig renseeffekt på 39, 34 og 10 % for hhv Pb, Cu og Sb.

Jernoksidbelagt olivin (Ioco; Iron oxide coated olivine)

Dette filtermediet var av samme type som ovenfor, men belagt med jernoksid gjennom ulike behandlinger som ikke er nærmere beskrevet. Er per februar 2007 ikke kommersielt tilgjengelig. Filteret hadde en gjennomsnittelig renseeffekt på 57, 58 og 59 % for hhv Pb, Cu og Sb. Et mulig problem for bruk av et slikt filter er at pH i vannet ut av filteret ble forhøyet.

Leca (Lightweight expanded clay aggregate)

Dette filtermediet er ekspandert leire i kuler mellom 2 og 4 mm, og belagt med en blanding av kalsiumhydroksid og olivin. Prinsippet for bruk av leca som filtermedium er at leire har generell høy kationbyttekapasitet. Filteret hadde en gjennomsnittelig renseeffekt på 41, 31 og 19 % for hhv Pb, Cu og Sb. Et mulig problem for bruk av et slikt filter er at pH i vannet ut av filteret ble forhøyet.

5 Disponering av myrmassene ved avhending

Dette kapittelet diskuterer ulike løsninger dersom alternativet er å fjerne de forurensede massene. Vanninnholdet i myr varierer fra 20 % til så mye som 80 % og man må tørke myrmassene dersom de skal fjernes, noe som enklest og mest miljøvennlig utføres på stedet ved å grave opp massene og midlertidig legge massene lokalt for avvanning, eller ved å drenere myra som skal fjernes. Eventuelle vanninnløp til myra ledes vekk, og det resterende vannet dreneres ut. Miljøkonsekvensene av et slikt tiltak bør studeres ettersom dette blant annet kan gi avrenning av surt vann som med høyt innhold av metaller. Dersom det skulle vise seg at mye metaller lekker ut med drenvannet finnes det muligheter for å hindre spredning ved for eksempel å pumpe vannet

gjennom et mobilt rensfilter. En annen miljøkonsekvens man bør undersøke er om dreneringen og fjerningen av masse gjør det vanskelig å tilbakeføre myra til sin opprinnelige tilstand. Det finnes også andre metoder for å avvanne myr som går på mekanisk behandling (Aho and Pirkonen, 1993), og tilsetting av flokkuleringsmidler, jern og hydrogenperoksid (Heeley and Richards, 1991; Ringqvist et al., 1991). Torv har et meget høyt organisk innhold (TOC > 6%, glødetap > 10%) noe som gjør at man ikke kan levere dette på et vanlig avfallsdeponi. Derfor må man redusere det organiske innholdet noe som kan gjøres på to forskjellige måter.

- 1) Forbrenning: Det finnes sannsynligvis forbrenningsanlegg som kan ta imot torv til forbrenning. Forbrenningsanlegg som kan utnytte energien i forbrenningen vil være å foretrekke. Et problem er innholdet av tungmetaller i torvmassene som innebærer fare for spredning til luft.
- 2) Kompostering: Kompostering kan i teorien utføres på stedet dersom man har kontroll på spredning av metaller fra komposten. Det er viktig å ta høyde for at dette kan ta lang tid. Massene kan også behandles ved komposteringsanlegg, men mange anlegg vil ikke ta imot forurensede masser ettersom anleggene primært er for produksjon av jordforbedringsmasser. En mulighet kan være å opprette et eget komposteringsanlegg for forurensede myrmasser. Imidlertid er det usikkert om kompostering kan få ned innholdet av TOC i stor nok grad og innenfor rimelig tid. I et møte med Retura ble det anslått en reduksjon til ca en tredjedel av opprinnelig innhold av TOC.

Hvis man klarer å redusere TOC-innholdet i massene vil man kunne ha flere muligheter. Massene kan deponeres på deponier avhengig av tungmetallinnhold. Massene kan deponeres på stedet i lukkede, lekkasjefrie deponier og deretter beplantes som vist i Johnsen og Hallberg, (2005). Dette kan også være aktuelt uten TOC reduksjon. Her må man være oppmerksom på setninger i deponiet og at et lukket lekkasjefritt miljø vil endre mobiliteten til metallene. For å redusere ytterligere utlekkingspotensiale kan det være hensiktsmessig å blande inn jordforbedringsmidler som kan bidra med å binde opp tungmetallene. Man kan også lage et avløpssystem fra massene for kontroll av eventuell avrenning. Tildekket masse skal i prinsippet ikke avgi lekkasje, men skader på duken eller andre uforutsette hendelser, som f.eks. konstruksjonsfeil, kan oppstå. Eventuelt kan massene vaskes for å fjerne partikler av ammunisjonsrester og deretter brukes til andre formål. Dette kan gjøres på stedet, men er spesielt utfordrende for jord med høyt innhold av torv og humus (Sorvari et al., 2006).

6 Miljøregnskap for avhending av skytefelt på myr

I vurderingene som bør legges til grunn ved avhending er kost- nytte i et miljøperspektiv. Dette er vurderinger som gjøres i et bredere perspektiv enn rent økonomiske kost- nytteanalyser, men vil ikke være uavhengig av disse. Brenning og deponering av store mengder torvholdige jordmasser vil for eksempel generere utslipp av klimagasser både i transport og under selve forbrenningen. Deponering av jordmasser, på et godkjent deponi, er arealkrevende og kan fortrenge deponering av andre og mer giftige materialer. Fjerning av store mengder jordmasser vil ødelegge myra og dens verdi som habitat for det opprinnelige plante- og dyrelivet, og kanskje dens verdi som

rekreasjons- og nytteområde for mennesker. Ved store arealer som skal avhendes er det derfor å anbefale at man lager et miljøregnskap for å vurdere den miljømessige nytten ved et stort inngrep kontra det å gjøre mindre omfattende tiltak og akseptere at det ligger igjen litt forurensing som kan lekke ut. Et godt miljøregnskap vil også være nyttig for å forsvare de tiltakene man til slutt velger å gjennomføre.

7 Diskusjon om valg av strategi

Strategien man velger for avhending vil være avhengig av etterbruken av området, nærhet til bebyggelse og menneskelig aktivitet og hvilke nivåer av utslipp man kan akseptere. Myr er en såpass særegen masse at den burde vært behandlet spesielt i SFTs veileder for undersøkelse av forurenset grunn. Det er for eksempel problematisk å skulle fastsette konsentrasjonen per vekt tørrstoff ettersom dette gir et uriktig bilde av den faktiske konsentrasjonen. Torvholdig jordmasse har en mye lavere egenvekt enn for eksempel mineraljord. I praksis vil det kunne bety at metallnivåene i myrjorda er mye lavere per arealenheter enn i mineraljord selv om konsentrasjonen ble målt til å være den samme per vekt. Dette blir ikke tatt hensyn til i veilederen om forurenset grunn, men bør gi et grunnlag for diskusjon når man skal definere jordas tilstandsklasse. Dersom man velger å fjerne masser må innhold av vann og TOC reduseres før den endelige tilstandsklassen kan fastsettes. Torv kan være et gunstig materiale for å binde opp tungmetaller og dermed hindre spredning og eksponering av organismer for tungmetaller (Sorvari, 2006). Det kan derfor i noen tilfeller være best å la mesteparten av massene ligge, med unntak av punktkilder som for eksempel skyte- og fangvoller, selv om konsentrasjonen av tungmetaller overskrider tilstandsklasser som tilsier at dette ikke kan gjøres. Dette er forhold som bør undersøkes nærmere og danne grunnlaget for en spesiell strategi for denne typen masser. Man må videre kartlegge bakgrunnsnivåene av tungmetaller for å identifisere de naturlige nivåene. Bakgrunnsnivåene har betydning spesielt i de tilfellene grunnen har naturlig høye metallkonsentrasjoner.

Ved oppryddingen bør man ta utgangspunkt i de enkleste og minst kostbare metodene. I de fleste tilfeller vil kanskje naturlig gjengroing være tilstrekkelig, eventuelt etter fjerning av de mest kontaminerte kildene som skyte- og fangvoller. Jordmasser som defineres som farlig avfall og inngår i en tilstandsklasse som ikke samsvarer med etterbruken til området må fjernes. Dette vil være de mest kontaminerte jordmassene slik som skytevoller og identifiserte punktkilder. Jordmasser bør ikke ukritisk fjernes ettersom det vil ødelegge myra og derfor sannsynligvis kreve omfattende restaurering i etterkant. Å fjerne jordmasser kan også fort utgjøre en vesentlig kostnad, avhengig av kravene til avhending av disse massene. Det bestemmes av avfallsforskriften. Det anbefales derfor å gjennomføre et miljøregnskap for de miljømessige konsekvensene av et større inngrep på en myrlokalisitet.

Neste steg bør være å legge til rette for revegetering, eller å beplante det skadete området med for eksempel gress eller stedege arter. Begroing vil være et effektivt tiltak for å binde opp og stabilisere tungmetallforurensingen i myra. Sannsynligvis vil det ofte være tilstrekkelig med naturlig gjengroing. Revegetering forutsetter kanskje en tilbakeføring av rene jordmasser for å tilrettelegge begroing hvis store mengder masser er fjernet. Hvis man ikke forventer tilbakedannelse av den opprinnelige naturtilstanden i myra vil naturlig gjengroing av et slikt areal

sannsynligvis skje relativt raskt. Det er derfor ikke helt likegyldig når på året tiltakene blir gjennomført. Man bør imidlertid være oppmerksom på erosjons av løsmasser og kanskje gjennomføre erosjonsbegrensende tiltak og gjøre en forsiktig gjødsling og/eller kalking for å forsøke å framskynde tilveksten av planter, og eventuelt tildekking med nedbrytbare matter. Skadet myr i fjellområder og andre værutsatte områder, eller i områder med spesielt sur og næringsfattig grunn vil ha en mye lengre regenerasjonsperiode og vil være spesielt utsatt for erosjon. Tiltak bør derfor settes inn for å hindre dette. I et abstract fra JSEM-konferansen i USA, 2007 ble det presentert et prosjekt der et våtmarksområde (3600 kvadratfot) brukt som skytefelt ble restaurert (Shetty and Doucette, 2007, ENSR-Corporation). De fjernet det øvre, tungmetallforurensede jordlaget (96 tonn). Ren jord ble tilbakeført og området ble beplantet med stedegne planter. Målinger i etterkant viste lave Pb- og Cu-konsentrasjoner og at det ikke var nødvendig med flere tiltak. Hva som ble gjort med den forurensede jorda ble ikke nevnt.

Selv etter fjerning av jordmassene som defineres som farlige kan det forekomme metallavrenning. Hvis man forventer vesentlig tungmetallavrenning fra lokaliteten uten kjente punktkilder, bør avrenningen konsentreres for å muliggjøre ytterligere rensing hvis nødvendig. I et avgrenset område vil kanskje den mest effektive løsningen være å drenere/lede rent innkommende vann vekk fra kontaminert område. Dette vil kunne senke grunnvannsstanden i myra og redusere overflateavrenningen. En vesentlig senking av grunnvannstanden kan imidlertid føre til uttørking og økt nedbrytning av torv som igjen kan mobilisere en økning av periodisk avrenning av metaller under nedbørs- og snøsmeltingsperioder. En konsentrering av avrenningen vil også gjøre det lettere å kontrollere tungmetallnivåene i vannet og avgrense spredning av forurensing samt å sette inn videre opprensingstiltak som for eksempel oppsetting av filter- og damsystemer. Med et filter og/eller damsystem kan man manipulere med pH, partikkelfiltre/partikkelsedimentasjon og diverse filtermaterialer og fellingsreagenser. En økning av pH i et damanlegg vil i teorien øke bindingen av metallene i de eksisterende partiklene i vannet og gjennom sedimentering og filtrering vil man få redusert metallforurensingen i avløpet. Et damanlegg vil også i seg selv fungere som en brems for videre spredning gjennom naturlig sedimentasjon og oppfangning av forurensingene. Dette er brukt i forbindelse med opprensing av avrenning fra gruveanlegg (Johnson and Hallberg, 2005). Begroing og beplanting, eller oppdemming til damsystemer kan få konsekvenser for dyrelivet senere. Det er vist at planter kan ta opp tungmetaller og man kan forvente en viss risiko for at plantespisende dyr kan eksponeres, både husdyr og vilt. En dam vil også tiltrekke seg dyr som kan eksponeres gjennom kontakt med vannet og vannplanter. Her er det viktig å vurdere etterbruken til området for å bestemme tiltak. Risikoen for skader etter slik eksponering synes lav, men et program for måling av tungmetaller i vannet og nøkkelplanter bør initieres for å holde kontroll. Et tiltak som er blitt foreslått av FB og FFI er i et lokalt avgrenset område å fjerne forurenset masse og heve grunnvannstanden slik at området danner en liten innsjø som naturlig vil gro igjen og samtidig fungere som en utfellingsdam for metaller. I hvilken grad dette kan gjennomføres avhenger av myras økologiske verdi og at man er bevisst muligheten for at dyr og mennesker i tilknytning til dammen kan bli eksponert.

8 Oppsummering og konklusjon

Det er få dokumenterte studier tilgjengelig som konkret dreier seg om oppryddingstiltak rettet mot skytefelt på myrområder. Tiltakene som bør gjøres på slike lokaliteter vil sannsynligvis ikke skille seg nevneverdig fra tiltak andre steder og utgangspunktet for avhending vil være tidligere utgitt veileder (Voie et al, 2006). Nedenfor er det oppsummert noen viktige poenger fra rapporten og noen forslag til framtidige studier. Noen studier er allerede i gang, blant annet på feltlaben til Forsvarsbygg på Terningmoen og feltlaben til FFI på Steinsjøen.

- Myr har et stort utlekkingspotensiale for tungmetaller, men også et stort potensial for å binde opp tungmetaller på grunn av høy kationbyttekapasitet.
- Utlekking skjer gjennom frigjøring av humusstoffer og torvpartikler og erosjonsbegrensende tiltak vil redusere utlekkingen.
- Avskjæring av rent vann inn i myra vil redusere mengden forurenset vann ut av myra, men kan midlertidig øke nedbryting og frigjøring av humusstoffer og torvpartikler ved overflateavrenning fordi myra blir tørrere og avrenningen surere.
- Erosjonssikring kan skje ved naturlig gjengroing eller ved ny beplanting rett på skadet myr, tildekking av skadet myr med duker/matter som påføres ren jord fulgt av beplanting, konstruksjon av kunstige terrasser og pytter, og/eller drenering for å regulere de hydrologiske forholdene i myra.
- Noen skytebaner kan være lokalisert på myr med en verdifull flora eller fauna. Spesielt rikmyrer kan ha forekomster av rødlistearter.
- Fjerning av store mengder torvmasser vil introdusere utfordringer som er knyttet til deponering og fjerning av massene, og ødeleggelse og restaurering av myra.

Forslag til tiltaksrettede studier

- Studier på forskjellige metoder for avvanning og TOC-reduksjon i myrjord.
- Studie av vertikal distribusjon av tungmetaller i forskjellig skytebanepåvirket myr.
- Utlekkingsstudier av forurensete jordmasser av torv for å vurdere utlekkingspotensialet og for å manipulere med forskjellige jordforbedringsmidler, utfellingsreagenser og pH
- Studier av forskjellige jordforbedringsmidler i blanding, for eksempel jernspon og hydrokisyapatitt.
- Studier av hvilke effekter drenering har på vegetasjonen i en myr.
- Testing *in situ* med forskjellige erosjonssikringstiltak og beplantingstiltak, for eksempler med duker som beskytter overflaten og som beplantes.
- Studier som gir svar på i hvilken grad gjødsling kan benyttes for å øke plantevekst uten å øke avrenningen.
- Uttesting av dam- og filteranlegg på en egnet lokalitet med et oversiktlig avrenningsmønster.
- Det bør lages et miljøregnskap for å vurdere den miljømessige kost -nytteverdien av omfattende oppryddingstiltak.

Forslag til grunnlagsstudier av skytebaner lagt my

- Studie på korrosjonshastighet av prosjektiler i forskjellige typer myrjord.
- Studier for å øke forståelsen av de fysiske/kjemiske mekanismene for metallavrenning fra myr
 - Frigjøring og karakterisering av organisk materiale som funksjon av hydrologi og vannkjemi
 - Karakterisering av metallbinding til organisk materiale
 - Episodestudier
- Studier av de hydrologiske egenskapene til myr og hvordan de påvirker metallavrenningen.
- Studier for å beregne historisk belastning og dens betydning i forhold til andre kilder.
- Studier for å forbedre grunnlagsdataene for å risikovurdere metallavrenningen fra myr på flora og fauna som for eksempel effekter av periodiske/episodiske utslipp og blandingseffekter
- Opptak av metaller i planter på metallforurenset myr og beregne konsum av planter for å kvantifisere eksponering som funksjon av føde.

Referanser

- Aho MJ, Pirkonen PM (1993). Efficiency and environmental-effects of peat dewatering by mechanical pressing. *Fuel*, 72, 239-243
- Aarrestad, P.A., Wilmann, B., Brandrud, T.E. & Bakkestuen, V. (2007). Kalking av bakkemyr og fuktig røsslyngfuruskog. Dose-responsforsøk i Espedalen, Flekke-Guddal 2002–2006. NINA Rapport 232. Norsk institutt for naturforskning. Trondheim. ISBN: 1504-3312.
- Baalousha M, Motelica-Heino M, Coustumer P (2006). Conformation and size of humic substances: Effects of major cation concentration type, pH, salinity, and residence time. *Colloids and Surfaces A: Physiochem. Eng. Aspects* 272 48-55.
- Brække FH (1999a). Drainage, liming and fertilization of organic soils. I. Long term effects on acid/base relations. *Scand. J. For. Res.* 14, 51-63.
- Brække FH (1999b). Drainage, liming and fertilization of organic soils. I. Distribution of macro elements and heavy-metal accumulation. *Scand. J. For. Res.* 14, 64-67.
- Cao XD, Ma LQ, Chen M, Hardison DW, Harris WG (2003). Weathering of lead bullets and their environmental effects at outdoor shooting ranges. *J. Environ. Qual.* 32, 526-534
- Clark JM, Lane SN, Chapman PJ, Adamson JK (2008). Link between DOC in near surface peat and stream water in an upland catchment. *Sci. Tot. Environ.*, 404, 308-315
- Clark J.M., Chapman P.J., Adamson J.K., Lane S.N. (2005). Influence of drought-induced acidification on the mobility of dissolved organic carbon in peat soils. *Glob. Change Biol.*, 11, 791-809.
- Cundy AB, Hopkinson L, Whitby RLD (2008). Use of iron-based technologies in contaminated land and groundwater remediation: A review. *Sci. Tot. Environ.* In Press
- Davis JA, Gloor R (1981). Adsorption of dissolved organics in lake water by aluminum oxides. Effect of molecular weight. *Environ. Sci. Technol.* 15, 1223-1229.
- De Francisco N, Troya JDR, Aguera EI (2003). Lead and lead toxicity in domestic and free living birds. *Avian Pathol.* 32, 3-13
- Deiss J, Byers C, Clover D, D'Amore D, Love A, Menzies MA, Powell J, Walter MT. (2004). Transport of lead and diesel fuel through a peat soil near Juneau, AK: a pilot study. *J Contam. Hydrol.* 74, 1-18
- Duggan J, Dhawan A (2007). Speciation and vertical distribution of lead and lead shot in soil at a recreational firing range. *Soil Sedim. Contam.* 16, 351-369
- DN, Direktoratet for naturforvaltning 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. - DN-rapp. 1993-3: 1-162.
- DN, Direktoratet for naturforvaltning 2006. Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. - DN-håndbok 13 2. utgave 2006 (oppdatert 2007). ISBN 978-82-7072-708-7.
- Eikebrokk, B., Vogt, R.D., Liltved, H. (2004). NOM increase in Northern European source waters: Discussion of possible causes and impacts on coagulation/contact filtration processes. *Water Sci. Technol. Water Supply* 4, 47-54
- Filella, M., May, P.M., (2003) Computer simulation of the low-molecular-weight inorganic species distribution of antimony (III) and antimony(V) in natural waters. *Geochim Cosmochim Acta.* 67, 4013-4031

- Freeman C, Ostle N, Kang H (2001). An enzymic 'latch' on a global carbon store - A shortage of oxygen locks up carbon in peatlands by restraining a single enzyme. *Nature*. 409, 149
- Fremstad E (1997). Vegetasjonstyper i Norge. NINA Temahefte 12. Norsk Institutt for Naturforskning, Trondheim. ISBN 82-426-0784-2.
- Fremstad E og Moen A. (red.) 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp.bot. Ser. 2001-4: 1-231. ISBN 82-7126-621-7
- Forsvarsbygg 2007. Avrenning fra Forsvarets skyte- og øvingsfelt. Overvåking av vannforurensing. Program Grunnforurensning 2006-2007, Rapportnr. 152030-2 SWECO Grøner.
- Gondar D, Lopez R, Fiol S, Antelo JM, Arce F (2006). Cadmium, lead, and copper binding to humic acid and fulvic acid extracted from an ombrotrophic peat bog. *Geoderma* 135, 196-203.
- Gorham E and Rochefort L (2003). Peatland restoration: A brief assessment with special reference to Sphagnum bogs. *Wet. Ecol. Manag.* 11, 109-119.
- Gundersen P, Steinnes E. (2003). Influence of pH and TOC concentration on Cu, Zn, Cd, and Al speciation in rivers. *Water Res.* 37, 307-318.
- Heeley G, Richards SR (1991). Use of flocculants to aid the dewatering of peat. *Fuel*, 69, 53-59
- Heikkilä R, Lindholm T, Tahvanainen T (2006). Mires of Finland –Daughters of the Baltic Sea. *The Finnish Environment vol 28; The Finnish Environment Institute*, ISBN 952-11-2320-6.
- Heier LS, Strømseng AE, Ljønes M (2004). Analyse og vurdering av ulike tilstandsformer til tungmetaller i avrenningsbekker fra skytebaner. FFI/Rapport 2004/02971 ISBN 82-464-0877-1.
- Henderson AD, Demond AH (2007). Long-term performance of zero-valent Iron permeable reactive barriers: a critical review. *Environ. Eng. Sci.* 24, 401-423.
- Houtari N, Tillman-Sutela E, Kauppi A, Kubin E (2007). Fertilization ensures rapid formation of ground vegetation on cut-away peatlands. *Can. J. Forest Res.* 37, 874-883.
- Hui CA (2002). Lead distribution throughout soil, flora, and an invertebrate at a wetland skeet range. *J. Toxicol. Environ. Health A* 65, 1093-1107
- Johnson CA, Moench H, Wersin P, Kugler P, Wenger C (2005). Solubility of Antimony and other elements in samples taken from shooting ranges. *J. Environ. Qual.* 34, 248-254.
- Johnson DB, Hallberg KB (2005). Acid mine drainage remediations options: a review. *Sci. Tot. Environ.* 338, 3-14.
- Keller JK, Bridgham SD, Chapin CT, Iversen CM (2005). Limited effects of six years of fertilization on carbon mineralization dynamics in a Minnesota fen. *Soil Biol. Biochem.* 37, 1197-1204.
- Krogstad T. (1983). Virkning av kalking og omdanning på kjemisk sammensetning, ionebytting og tungmetallionselektivitet i sphagnumtorv. *Meldinger fra Norges Landbrukshøgskole Vol. 62.* ISSN 0025-8946.
- Kruk M, Podbielska K (2005) Trace metal fluxes in a sphagnum peatland - Humic lake system as a consequence of drainage. *Water, Air, and Soil Poll.* 168, 213-233
- Kålås, J.A., Viken, Å. og Bakken, T. (red.) 2006. Norsk Rødliste 2006. Artsdatabanken, Norge. ISBN-10: 82-92838-00-7

- Larson SL, Tardy B, Rainwater K, Tingle JS (2005). Rainfall lysimeter evaluation of leachability and surface transport of heavy metals from six soils with and without phosphate amendment. ERDC TR-03-20. U.S. Army Engineer and Development Center, Vicksburg, MS.
- Larson SL, Malone PG, Weiss CA, Martin WA, Trest C, Fabian G, Warminsky MF, Mackie D, Tasca JJ, Wildey J, Wright J. (2007). Amended ballistic sand studies to provide low maintenance lead containment at active small arm firing range systems. ERDC TR-07-14. U.S. Army Engineer and Development Center, Vicksburg, MS.
- Lavoie C, Grosvernier P, Girard M, Marcoux K (2003). Spontaneous revegetation of mined peatlands: an useful restoration tool? *Wetlands. Ecol. Manag.* 11, 97-107.
- Lee I, Baek K; Kim H, Kim S, Kim J; Kwon Y, Chang Y, Bae B (2007). Phytoremediation of soil co-contaminated with heavy metals and TNT using four plant species. *J Environ. Sci. and Health, Part A.* 42, 2039-2045.
- Leenheer, J.A., and Rostad, C.E., (2004). Tannins and terpenoids as major precursors of Suwannee River fulvic acid: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2004-5276, 17 p.
- Lewis LA, Poppenga RJ, Davidson WR, Fischer JR, Morgan KA. (2001). Lead toxicosis and trace element levels in wild birds and mammals at a firearms training facility. *Arch Environ Contam Toxicol.* 41, 208-14.
- Lien I, Heier LS, Strømseng AE, Ljønes M (2008). Bioavailability of Pb, Sb, Cu and Zn in a rifle-range runoff: Accumulation and biomarker response in Brown trout (*Salmo trutta* L) FFI/Rapport 2008/00843, ISBN: 978-82-464-1382-2
- Lin Z, Comet B, Qvarfort U, Herbert R. (1995). The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from central Sweden. *Environ. Poll.* 89, 303-309
- Lundin L, Bergquist B. (1990). Effects on water chemistry after drainage of a bog for forestry *Hydrobiologia* 196, 167-181.
- Lydersen E, Lofgren S, Arnesen RT (2002). Metals in Scandinavian surface waters: Effects of acidification, liming, and potential reacidification. *Critical Rev. Environ. Sci. Technol.* 32, 73-295.
- Ma LQ, Hardison Jr DW, Harris WG, Cao X, Zhou Q (2007). Effects of soil property and soil amendment on weathering of abraded metallic Pb in shooting range. *Water Air Soil Poll.* 178, 297-307
- Mayes WM, Batty LC, Younger PL, Jarvis AP, Kõiv M, Vohla C, Mander U (2008). Wetland treatment at extremes of pH: A review. *Sci Tot Environ.* In Press
- Moen A. (1998). *Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon.* Statens kartverk, Hønefoss. ISBN 82-90408-26-9.
- Murray K, Bazzi A, Carter C, Ehlert A, Harris A, Kopec M, Richardson J, Sokol H (1997). Distribution and mobility of lead in soils at an outdoor shooting range. *J Soil Contamin.* 6, 79- 93.
- Nilsson T, Lundin L (1996). Effects of drainage and wood ash fertilization on water chemistry at a cutover peatland *Hydrobiologia* 335, 3-18
- Paul MJ, Meyer JL (2001). Streams in the urban landscape. *Ann. Rev. Ecol. System.* 32, 333-365.

- Peddicord RK, LaKind JS (2000). Ecological and human health risks at an outdoor firing range. *Environ. Toxicol. Chem.* 1, 2602-2613
- Prévost M, Plamondon AP, Belleau P. (1999) Effects of drainage of a forested peatland on water quality and quantity. *J Hydrol.* 214, 130-143
- Price JS, Heathwaite AL, Baird AJ (2003). Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: an overview og management approaches. *Wetlands. Ecol. Manag.* 11, 65-83..
- Rasmussen S, wolff C, and Rudolph H. (1995). Compartmentalization of phenolic constituents in Sphagnum. *Phytochemistry*, 38, 35-39.
- Riise G, Salbu B, Vogt RD, Ranneklev SB, Mykkelbost TC. (1994). Mobility of humic substances, major and minor elements in lake Skjervatjern and its catchment area. *Environ. Int.* 20, 287-298
- Ringqvist L, Lind EL, Wikander (1991). Pretreatment method for peat dewatering. *Fuel*, 70, 533-537.
- Ringqvist L, Oborn I (2002). Copper and zinc adsorption onto poorly humified Sphagnum and Carex peat *Wat. Res.* 36 2233–2242
- Ritvo G, Shitumbanuma V, Dixon JB (2004). Soil solution sulfide control by two iron-oxide minerals in a submerged microcosm. *Aquaculture* 239, 217-235.
- Robinson BH, Bischofberger S, Stoll A, Schroer D, Furrer G, Roulier S, Gruenwald A, Schulin R. (2008). Plant uptake of trace elements on a Swiss military shooting range: Uptake pathways and land management implications. *Environ. Poll.* 153, 668-676
- Rognerud, S. (2006). Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 15 års overvåking. NIVA; rapport 2006; ISBN: 82-577-4876-5.
- Rognerud, S. (2005). Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 14 års overvåking. NIVA; rapport 2005; ISBN: 82-577-4638-3.
- Rothwell JJ, Evans MG, Lindsay JB, Allott TE. (2007). Scale-dependent spatial variability in peatland lead pollution in the southern Pennines, UK. *Environ Pollut.* 145;111-20.
- Rochefort L, Quinty F, Campeau S, Johnson K, Malterer T (2003). North merican sproach to the restoration of Sphagnum dominated peatlands. *Wetlands. Ecol. Manag.* 11, 3-20.
- Rydin H., Jeglum J. (2006). *The biology of peatlands.* Oxford UK, Oxford University press. ISBN 0-19-852871-X
- Scott MJ, Jones MN, Woof C, Tipping E (1998). Concentrations and fluxes of dissolved organic carbon in drainage water from an upland peat system. *Environ. Int.* 24, 537-546.
- Shetty NV and Doucette WH (2007). ENSR-Corporation. Wetlands restoration at a small arms firing range, Abstract 4178, JSEM-2007 USA.
- Sorvari J, Antikainen R, Pyy O. (2006). Environmental contamination at Finnish shooting ranges—the scope of the problem and management options. *Sci Total Environ.* 366, 21-31.
- Sottocornola M, Boudreau S, Rochefort L (2007). Peat bog restoration: Effect of phosphorus on plant re-establishment. *Ecol. Eng.* 31, 29-40.

- Steely S, Amarasiriwardena D, Xing B. (2007). An investigation of inorganic antimony species and antimony associated with soil humic acid molar mass fractions in contaminated soils. *Environ Pollut.* 148, 590-8.
- Stevenson FJ (1982): *Humus chemistry. Genesis, composition, reactions.* John Wiley and Sons.
- Strømseng AE, Ljønes M, and Mariussen E (2008). Episodic discharge of lead, copper and antimony from a Norwegian small arm shooting range. *In prep*
- Strømseng AE, Ljønes M, Bakka L, Longva KS (2008). Filtermedier for rensing av tungmetaller i avrenningsvann fra skytebaner - feltforsøk ved Steinsjøen skytefelt. FFI/Rapport 2007/01321. ISBN: 978-82-464-1325-9
- Strømseng AE, Ljønes M, Christiansen M (2005). Fullskala filtertest med termisk behandlet torv for rensing av tungmetallforurenset vann i Steinsjøen skytefelt. FFI/Notat-2005/02140.
- Strømseng AE, Ljønes M (2003). Periodisk avrenning av tungmetaller- En feltundersøkelse gjort ved Steinsjøen skytefelt. FFI/Rapport 2003/00715 ISBN 82-464-0690-6.
- Strømseng AE, Ljønes M (2002). Tittel: Miljøkartlegging av åtte skytebaner - vurdering av potensialet for mobilisering av tungmetaller. FFI/Rapport 2002/03877. ISBN: 82-464-0650-7
- Strømseng AE (1999). Fordeling og mobilitet av bly, kobber og sink i jordsmonn tilknyttet en av forsvarrets feltskytebaner. Hovedfagsoppgave for Cand. Agric. (Master of science). Institutt for jord- og vannfag, Norges landbrukshøgskole.
- Stumm W & Morgan J J (1996): *Aquatic chemistry. Chemical equilibria and rates in natural waters*, 3rd Edition. *Environ. Sci. and Tech.* John Wiley and Sons, Inc. 1005p.
- Tardy BA, Bricka M, Larson SL (2003). Chemical stabilization of lead in small arms firing range soils. ERDC/EL TR-03-20. U.S. Army Engineer and Development Center, Vicksburg, MS
- Thiruvenkatachari R, Vigneswaran S, Naidu R. (2008). Permeable reactive barrier for groundwater remediation. *J. Ind. Eng. Chem.* 14, 145-156.
- Urban NR, Eisenreich SJ, Grigal DF, Schurr KT (1990). Mobility and diagenesis of Pb and Pb-210 in peat. *Geochim Cosmochim Acta.* 54, 3329-3346
- US-EPA (2005). U.S. Environmental Protection Agency. Best Management Practices for Lead at Outdoor Shooting Ranges. EPA-902-B-01-001.
- Vasander H Tuittila ES, Lode E, Lundin L, Ilomets M, Sallantausta R, Heikkilä R, Pitkanen ML, Laine J (2003). Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wet. Ecol. Manag.* 11, 51-63.
- Voie Ø, Strømseng A (2000). Risikovurdering av tungmetallforurensing på en utendørs skytebane. FFI/Rapport 2000/06166 ISBN 82-464-0468-7
- Voie Ø, Strømseng A, Johnsen A, Longva K (2006). Veileder for avhending av skytebaner og øvingsfelt – Del 1, tungmetaller. FFI/Rapport 2006/01341 ISBN 82-464-1006-7
- Vogt RD (2008). Regional increases in dissolved natural organic matter linked to decrease in acid rain through lower Aluminum levels. *Manuscript in prep*
- Walker J D, Enache M, Dearden J C (2003): Quantitative cationic-activity relationships for predicting toxicity of metals. *Environ. Toxicol. Chem.*, 22, 1916-1935.
- Wallage ZE, Holden J, McDonald AT (2006). Drain blocking: An effective treatment for reducing dissolved organic loss and water discoloration in a drained peatland. *Sci Tot Environ.* 367, 811-821.

- von Wandruszka R. (2000). Humic acids: Their detergent qualities and potential uses in pollution Remediation. *Geochem. Trans.*, 1, 10-16.
- Weis JS, Weis P (2004). Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environ Internat.* 30, 685-700
- Westerlund C, Viklander M (2006). Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Sci Tot Environ.* 362, 143-156.
- Whytea DC, Kirchner JW (2000). Assessing water quality impacts and cleanup effectiveness in streams dominated by episodic mercury discharges. *Sci. Tot. Environ.* 260, 1-9.
- Storgaard Jorgensen S. Willems M. (1987). The fate of lead in soils: the transformation of lead pellets in shooting-range soils. *Ambio* 16, 11-15
- Worrall F, Burt TP, Adamson JK (2007). Source Change in runoff initiation probability over a severe drought in a peat soil - Implications for flowpaths. *J. Hydrol.* 345, 16-26