

Teknisk notat

Råstofindvindingens kvalitative påvirkning af grundvand.

29. august 2011
Projekt: 30.5403.14

Udarbejdet : Niels Peter Arildskov
Kontrolleret : Jakob Qvortrup Christensen
Vedlagt :
Kopi til :

1 FORMÅL

I forbindelse med den regionale råstofplanlægning har Region Syddanmark ønsket at få beskrevet udvalgte miljøpåvirkninger fra råstofindvinding.

På grundlag af de diskussionspunkter, der erfaringsmæssigt opstår ved råstofplanlægningen, er der lagt vægt på følgende miljøforhold:

- Råstofindvindingens kvantitative påvirkning af grundvandet,
- Råstofindvindingens kvalitative påvirkning af grundvandet,
- Miljøpåvirkningen fra indvinding af vand til grusvask,
- Risiko for grundvandsforurening i forbindelse med råstofindvinding.

Dette notat omhandler råstofindvindingens kvalitative påvirkning af grundvandet. Herunder behandles det i notatet, hvilke forhold der har betydning for kvaliteten af grundvandet, bl.a. arealanvendelse, samt hvorledes ændret arealanvendelse vil påvirke grundvandskvaliteten.

2 SCENARIER FOR RÅSTOFINDVINDING

Påvirkningen af grundvandskvaliteten på grund af råstofindvinding vil være forskellig, afhængig af en lang række forhold. De geologiske forhold ved råstofgraven har indflydelse på, hvordan råstofindvindingen foretages, og kan desuden have indflydelse på, hvordan råstofgraven efterbehandles efter endt råstofindvinding.

Indenfor Region Syddanmark findes 4 overordnede landskabselementer, hvor der foretages råstofindvinding:

- Hedeslette
- Bakkeø
- Senweichsel smeltevandsflade
- Weichsel moræneflade

Råstofindvinding kan foregå over og under grundvandsspejlet. I sagens natur vil råstofindvinding under grundvandsspejlet have den største indflydelse på grundvandet. Dette vil være tilfældet både under og efter endt råstofindvinding.

I det følgende er der derfor opstillet seks scenarier, som beskriver råstofindvindings kvalitative påvirkning af grundvandet. Da risici for påvirkning ændres over tid, er det valgt at beskrive de seks scenarier ved forholdene før, under og efter råstofindvinding. De seks scenarier er:

	Hedeslette			Bakkeø			Senweichsel smeltevandsflade			Weichsel moræneflade		
	Før	Under	Efter	Før	Under	Efter	Før	Under	Efter	Før	Under	Efter
Kvalitativ påvirkning	U	U	U	O U	O U	O U	U	U	U	O U	O U	O U

O: Over grundvandsspejl; U: Under grundvandsspejl

Indledningsvist er nogle generelle geokemiske forhold beskrevet, herunder hvad følgende forhold har af betydning for grundvandskemien:

- Typer af arealanvendelse
- Fjernelse af overjord og umættet zone
- Opstigning af saltvand ved grundvandssænkning
- Afgravning og oplag af reducerede sedimentter i volde
- Kortslutning af forskellige grundvandsmagasiner

Herefter beskrives de 6 udvalgte scenarier.

Ved "før" eksemplet beskrives baseline, dvs. den situation som de efterfølgende miljøpåvirkninger skal sammenlignes med. Det er valgt at anvende en arealanvendelse med landbrugsdrift som "før" eksempel. Dette vil i langt de fleste tilfælde svare til den aktuelle arealanvendelse. Det er i scenarierne yderligere antaget, at landbrugsdriften i "før" tilfældet er intensiv dyrkning af majs.

Under råstofindvinding er der flere faktorer, som spiller ind. Især har det betydning, om råstofindvindingen foregår over eller under grundvandsspejlet. I sagens natur vil råstofindvinding under grundvandsspejlet have den største indflydelse på grundvandskvaliteten.

Efter endt råstofindvinding skal råstofgraven efterbehandles. Afhængig af hvordan råstofindvindingen er foretaget, er der stor forskel på den efterfølgende arealanvendelse. De arealer, som udgraves, vil oftest være landbrugsarealer, og der er en tendens til, at sådanne arealer tilbageføres til landbrugsformål, efter råstofindvindingen er afsluttet. Dette skyldes primært:

- Landbrugsjord vil have en større økonomisk værdi end natur/rekreative formål.
- Et generelt ønske fra lodsejerne om efterfølgende at anvende arealerne til landbrugsdrift.

I nogle tilfælde vil en efterbehandling af et råstofgraveområde betyde en etablering af et naturområde med sø eller en kombination af natur og landbrugsdrift. Det vil typisk ske, hvis der har været gravet under grundvandspejlet, og der er fjernet store mængder materiale.

3 PÅVIRKNING AF GRUNDEVANDSKVALITETEN

Grundvandskvaliteten under et givent areal afhænger af en lang række faktorer. I forbindelse med råstofindvinding ændres en række af disse faktorer, og forståelse for, hvorledes disse faktorer enkeltvis påvirker grundvandskvaliteten, er derfor en forudsætning for en samlet vurdering af, hvorledes råstofindvinding som aktivitet vil påvirke grundvandskvaliteten. Indledningsvist beskrives således de betydende faktorer.

3.1 Typer af arealanvendelse

Arealanvendelsen før råstofindvindingen påbegyndes, antages at være konventionelt drevet landbrug. Efter indvindingen vil arealanvendelsen være en kombination af:

- Landbrug
- Natur
- Sø

Karakteristika for processerne, der påvirker grundvandskvaliteten i områder med disse arealanvendelser, beskrives generelt i det følgende. Det må bemærkes, at det ikke er muligt at kvantificere virkningen på grundvandskvaliteten ved overgang fra en type arealanvendelse til en anden, og beskrivelserne heraf er derfor rent kvalitative.

3.1.1 Landbrug

I de tilfælde, hvor redoxgrænsen ligger lavt (dvs. langt under terræn), medfører konventionelt drevet landbrug typisk en betydelig nitratbelastning af det øvre grundvand, som gennemsnit ofte i størrelsesordenen 100 mg/l. Landbrugsdrift medfører også, at der med jævne mellemrum anvendes jordbrugs-kalk til jordforbedring. Dette har stor betydning for pH og alkalinitet (syreneutraliseringsevne) i jorden.

En væsentlig grund til, at der er behov for at tilføre jordbrugskalk, er anvendelse af gødning, som indeholder kvælstof i form af ammonium/ammoniak, eksempelvis husdyrgødning. Ved normale pH-forhold i jorden er ammoniumformen (NH_4^+) den altdominerende, og da jorden besidder en væsentlig kationbytningskapacitet, tilbageholdes ammonium i det øvre jordlag til gavn for plantedækket.

Ammonium er imidlertid ikke stabilt under tilstedeværelse af ilt og vil efterhånden omdannes til nitrat ved processen *nitrifikation*:



Som det fremgår, er denne proces syredannende (H^+) og medvirker desuden til nitratbelastning af det øvre grundvand. I sedimenter aflejret under Weichsel-istiden er der som oftest kalkligevægt allerede omkring grundvandsspejlet, og hverken nitrifikation eller kalkning har nogen betydelig effekt på grundvandets syre-base-forhold.

Dette gælder imidlertid ikke nødvendigvis vest for Weichsel-isens hovedopholdsline. Her er kalkindholdet typisk udvasket til stor dybde, og da regnvandet allerede har en lav pH (omkring 5) og stort set ingen alkalinitet, er der lokalt stor effekt af kalkningen. Da jordbrugskalk af økonomiske årsager som regel doseres nøje, er effekten af kalkningen på pH og alkalinitet i det øvre grundvand begrænset. Derimod er calciumindholdet i det øvre grundvand pga. kalkopløsningen typisk meget højere end under udyrkede arealer.

Der er endvidere risiko for belastning af det øvre grundvand med pesticider og/eller nedbrydningsprodukter heraf, om end denne risiko i dag må anses for væsentligt mindre end tidligere. I princippet medfører EU's godkendelsesordning, at godkendte pesticider ikke kan udvaskes i koncentrationer over drikkevandskravet på 0,1 µg/l i en meters dybde. Der er dog flere eksempler på godkendte pesticider, som er fundet i det danske grundvand /1/. Dette gælder eksempelvis glyphosat (aktivstoffet i totalukrudtsmidlet RoundUp), og ukrudtsmidlerne MCPA og bentazon. Derfor må det fortsat generelt antages, at pesticidanvendelse i landbruget kan medføre risiko for påvirkning af det øvre grundvand.

3.1.2

Natur

Etablering af et naturområde efter råstofindvinding vil typisk indebære, at man ikke genetablerer muldlaget. Dette medfører til en begyndelse en forholdsvis artsfattig og begrænset plantevækst, men ad åre vil der igen etableres et muldlag. Som det beskrives nærmere i afsnit 3.2, har fjernelse af overjorden en væsentlig øgende effekt på sårbarheden af det øvre grundvand overfor påvirkning fra jordoverfladen med eksempelvis pesticider og nitrat. Dette har dog ingen praktisk betydning, idet der ikke anvendes hverken gødning eller pesticider i et naturområde.

Manglende genetablering af overjorden medfører, at den mikrobielt mest aktive og mest organiskholdige del af jordlaget fjernes permanent. Hermed aftager omfanget af biologiske omsætningsprocesser i det øverste jordlag, og da disse processer er hovedårsagen til nedbrydning af komplicerede organiske forbindelser til mindre og mere vandopløselige molekyler, vil dette medføre en lavere udvaskning af organisk stof.

Som det er nærmere beskrevet i afsnit 3.2.3, er udvaskningsdybden for vandopløselige organiske forbindelser begrænset, og derfor kan dette kun forventes at have en direkte indflydelse på grundvandskoncentrationen, når grundvandsspejlet står tæt på terræn (max. 3 m u.t.). Den mest udtalte effekt af den lavere mikrobielle aktivitet vil formentlig være et højere iltindhold i det øvre grundvand, hvilket vil medføre et lidt større forbrug af reduktionskapacitet i dybere iltfri (reducerede) jordlag. Det er ikke muligt at kvantificere dette, men på baggrund af ilts lave vandopløselighed (11,3 mg/l ved 10 °C) vurderes effekten relativt ubetydelig.

I områder uden kalk i de øvre jordlag vil kvaliteten af det øvre grundvand minde om regnvand, som dog i et vist omfang er opkoncentreret pga. fordamning. I kystnære områder kan der desuden forekomme en vis påvirkning med havsalt pga. tørafsætning. Da regnvand med en pH på omkring 5 kan betragtes som en svag syre, accelereres forvitringen af lerminerale, og i lerede sedimenter kan der under grundvandsdannelsen tilføres kationer som f.eks. K^+ og Mg^{2+} samt desuden tungmetaller som Ni^{2+} . Tungmetaller kan udvaskes i koncentrationer væsentligt over drikkevandskravene og således udgøre et kvalitetsproblem for grundvandet. Det skal imidlertid understreges, at situationen er den samme som i andre kalkfattige naturområder.

3.1.3

Sø

Etablering af en sø medfører, at hele dæklaget er fjernet, således at der ikke er nogen geologisk beskyttelse af grundvandet. Imidlertid er der heller ingen væsentlige forureningskilder, udover tilførsel af eksempelvis overfladevand eller drænvand fra omgivende arealer. Traditionelt anses kvælstof og fosfor for de mest kritiske parametre, hvad angår søvand. I /2/ er der for udvalgte søer i det sydligste Jylland angivet indhold af fosfor på 0,01 til 0,07 mg/l og for kvælstof 0,15 til 0,96 mg/l. Sidstnævnte modsvarer 0,66 til 4,25 mg nitrat/l. Taget i betragtning at drikkevandskravene for total-fosfor og nitrat er hhv. 0,15 mg/l og 50 mg/l, anses disse parametre ikke for at udgøre en uacceptabel risiko for påvirkning af grundvandskvaliteten nedstrøms for søen.

Når overjorden er afgravet, vil søvandet nærme sig ligevægt med atmosfærens indhold af CO_2 , som er ca. 385 ppm. Før afgravningen vil afsondring fra mikroorganismer og planterødder i rodzonen medføre et ofte 10 til 100 gange højere CO_2 -partialtryk i den jordluft, som er i ligevægt med det øvre grundvand /3/. Den umiddelbare effekt af blotlægningen af grundvandsspejlet vil således være en mindre stigning i pH og alkalinitet. Dette er ubetinget positivt i kalkfattige områder og kan bl.a. medføre lavere koncentrationer af tungmetaller i grundvandet (jf. afsnit 4.1.2).

Forudsættes det infiltrerende regnvand upåvirket af kalkopløsning eller andre bufferprocesser, kan pH som funktion af partialtrykket af CO_2 (atm) estimeres ved (delvis efter /3/):

$$\text{pH} \approx -\log\left(\sqrt{10^{-7,8} \cdot P_{\text{CO}_2}}\right) \quad (2)$$

Hvor P_{CO_2} er partialtrykket i atmosfæren (atm).

Eksempel: Ved et CO_2 -partialtryk svarende til atmosfærens ($3,85 \cdot 10^{-4}$ atm) fås af (2) en pH på 5,6, mens et i det øvre grundvand meget realistisk 10 gange højere CO_2 -partialtryk i et kalkfattigt sediment resulterer i en pH-værdi på 5,1. I dette tilfælde vil blotlægning af grundvandsspejlet altså bevirke en pH-stigning på op til 0,5 enheder.

Sø vandet vil ligeledes nærme sig ligevægt med atmosfærens indhold af ilt, men sandsynligvis vil biologiske nedbrydningsprocesser i søen efterhånden bevirke et noget lavere iltindhold ved søbunden. Uanset hvad, vil effekten på kvaliteten af det omgivende grundvand være lille pga. ilts begrænsede vandopløselighed (se afsnit 3.1.2).

3.2 Fjernelse af overjord og umættet zone

Øverst findes muldlaget med en typisk tykkelse på 20-30 cm. I forhold til de dybere jordlag er der tale om en meget mikrobielt aktiv zone med omkring 10^8 - 10^{11} mikroorganismer pr. gram /5/. Typisk indeholder lerjorde omkring 1 % organisk kulstof og sandjorde omkring 2 %, hvoraf 1-3 % udgøres af biomasse (biomasse er den totale andel (tørvægt) af levende organismer, dvs. både dyr og planter, i jorden).

Langt hovedparten af nedbrydningspotentialer for miljøfremmede stoffer samt sorptionskapaciteten over for hydrofobe (vandskyende) organiske stoffer knytter sig således til muldlaget.

I det åbne land er langt de mest sandsynlige miljøfremmede stoffer, som potentielt kan true grundvandet, pesticider og nitrat. Effekten på grundvandets sårbarhed overfor disse stoffer ved fjernelse af overjorden søges i det følgende nærmere kvantificeret.

3.2.1 Nedbrydningspotentialer, pesticider

FOCUS (EU-harmoniserede risikovurderinger, »FORum for the Co-ordination of pesticide fate models and their USE«) anbefaler, at der kun regnes med nedbrydning i den øverste meter af jordlaget, og i forhold til nedbrydningshastigheden (raten) i pløjelaget (0-30 cm under terræn) aftager denne med dybden efter følgende faktorer:

30-60 cm under terræn: 0,5
 60-100 cm under terræn: 0,3
 >100 cm under terræn: Ingen nedbrydning

Hvis man antager, at infiltrerende grundvand bevæger sig med en konstant hastighed igennem den øverste meter af den umættede zone, vil 53 % af et eventuelt nedbrydningspotentialer for pesticider ifølge ovenstående befinde sig i de øverste 30 cm under terræn:

$$\frac{1 \cdot 30 \cdot 100\%}{1 \cdot 30 + 0,5 \cdot (60 - 30) + 0,3 \cdot (100 - 60)} = 53\%$$

Tilsvarende fås, at de resterende 47 % er tilknyttet dybdeintervallet fra 30-100 cm. Ønsker man efter råstofindvindingens afslutning at undgå forøget pesticidesårbarhed af grundvandet, er det således optimalt at tilbagelægge den øverste meter overjord, men det er især vigtigt at få reetableret muldlaget.

3.2.2 Sorptionspotentiale, pesticider

Med få undtagelser, heriblandt aktivstoffet i RoundUp, glyphosat, beskrives sorption af pesticider bedst som hydrofob, dvs. vandskyende, sorption til sedimentets (lavpolære) organiske stof. Ved miljørelevante koncentrationer beskrives sorptionen generelt tilfredsstillende ved en lineær sorptionsisoterm /9/, dvs. fordelingen af et givet stof imellem sediment- og vandfase kan beskrives ved:

$$K_{OC} = \frac{S}{C \cdot f_{OC}} \quad (3)$$

Hvor:

K_{OC} er den lineære distributionskoefficient, normaliseret til sedimentets indhold af organisk kulstof (l/kg).

S er stofkoncentrationen i den faste fase ($\mu\text{g}/\text{kg}$).

C er koncentrationen i vandfasen ($\mu\text{g}/\text{l}$).

f_{OC} er sedimentets fraktion af organisk kulstof (-).

Sedimentets organiske indhold varierer stærkt med dybden, idet indholdet er størst i det øverste jordlag og herefter aftager med dybden. På danske ler- og sandjorde er det observeret, at f_{OC} i grove træk følger en funktion af formen:

$$f_{OC} \approx \frac{k}{d} \quad (4)$$

Hvor k er en jordtypeafhængig konstant (0,19 for lerjorde og 0,35 for sandjorde), og d er dybden under terræn angivet i cm (omregnet fra empiriske formler i /10/ under antagelsen $OM = 1,7 \cdot OC$, hvor OM er organisk stof og OC er organisk kulstof).

De anvendte formler er strengt taget kun gyldige fra 10 cm dybde og ned, da det organiske indhold i de øverste cm er meget varierende og desuden årtidsafhængigt, men i mangel af bedre antages det, at formlerne tilnærmelsesvis er gældende fra 1 cm dybde.

For et specifikt stof, f.eks. et pesticid, er K_{OC} tilnærmelsesvis en konstant. Antager man ligeledes en konstant vandfasekoncentration, bliver den potentielt sorberede stofmængde, S , (jf. (3) og (4)) en funktion af d^{-1} alene:

$$S = \frac{k'}{d} \quad (5)$$

Hvor k' under de givne forudsætninger er en konstant ($k' = K_{OC} \cdot C \cdot k$).

Regner man fra 1 cm dybde og ned og benytter, at $\int x^{-1} dx = \ln(x)$, fås følgende udtryk for den procentvise fjernelse af sorptionskapacitet i den umættede zone:

$$\text{Fjernelse (\%)} = 100\% \cdot \frac{\ln(d_f)}{\ln(d_t)} \quad (6)$$

Hvor:

d_f (cm) er den dybde regnet fra terræn, hvortil sedimentet afgraves og fjernes, mens d_t (cm) er den totale tykkelse af den umættede zone.

Eksempel: Den øverste halve meter fjernes permanent fra en umættet zone på 5 m. Hvor stor en procentdel af sorptionskapaciteten overfor pesticider går dermed tabt?

$$\text{Fjernelse (\%)} = 100\% \cdot \frac{\ln(50\text{cm})}{\ln(500\text{cm})} = \underline{\underline{63\%}}$$

Afslutningsvis bemærkes det, at den beregnede fjernelse af sorptionskapacitet vil overestimeres for pesticider som glyphosat, der i mindre grad sorberes til organisk stof i overjorden, dvs. beregning ud fra (6) er i sådanne tilfælde på den sikre side.

3.2.3

Nitratreduktionspotentiale

Nitrat er en anion og bevæger sig som sådan stort set konservativt med infiltrerende vand igennem jordlagene. Det er derfor en rimelig antagelse, at ionen ikke sorberes. Teoretisk set reduceres nitrat heller ikke i den umættede zone, hvor der generelt er oxiderede forhold. Det er imidlertid påvist, at iltfri miljøer lokalt kan opstå i den umættede zone, hvis forbruget af ilt er større end tilførslen. Denne situation kan eksempelvis opstå, når ilt forbruges under iltningen af reducerende forbindelse som følge af kraftig mikrobiologisk aktivitet omkring lettilgængeligt organisk stof, og/eller når temporær vandmætning nedsætter tilgangen af ilt betydeligt /11/.

Omsætteligt organisk stof er imidlertid en forudsætning for, at der ved mikroorganismers forbrug af ilt kan opstå redoxforhold, som tillader nitratreduktion. Nedvaskning af organisk stof fra jordoverfladen påvirker primært rodzonen, som for typiske danske afgrøder udgøres af de øverste 50-100 cm under terræn. Undersøgelser tyder på, at den maksimale nedvaskningsdybde for omsætteligt organisk stof er omkring 3 m /11/.

Omfanget af nitratreduktion i den umættede zone er bestemt af en lang række faktorer, så som bl.a. iltindhold, redoxpotentialer, indhold af biotilgængeligt organisk stof, jordfugtighed, jordtemperatur og tilstedeværelse af de rette bakterier. Dyrkningspraksis og afgrødevalg har ligeledes indflydelse. Sammenfattende foreligger der ikke på nuværende tidspunkt et rimeligt grundlag for kvantificering af reduktionskapacitet i forskellige dele af den umættede zone. Dog bemærkes følgende:

1. Nitratreduktionen er langt mest effektiv på landbrugsarealer

2. Nitratreduktionen er langt mest effektiv i sommerhalvåret og især efter udbringning af gødning
3. Nitratreduktionen forekommer for hovedpartens vedkommende i den øverste meter under terræn
4. Nitratreduktionen er ubetydelig i dybder over 3 m i den umættede zone

Ønsker man efter råstofindvindingens afslutning at undgå forøget nitratsårbarhed, er det således optimalt at tilbagelægge den øverste meter overjord.

3.3 Opstigning af saltvand ved grundvandssænkning

Alt grundvand i Danmark er fra naturens side lagdelt med fersk grundvand over dybere liggende saltholdigt grundvand, men dybden til det salte grundvand varierer fra få meter langs vore kyster til 200-300 m centralt under Jylland /4/. På den baggrund forventes problematikken udelukkende relevant ved råstofindvinding under grundvandsspejlet i kystnære områder.

I teorien afgøres dybden til saltvandsgrænsen af forskellen i vægtfylde imellem ferskvand (ca. $1,00 \text{ g/cm}^3$) og saltvand (typisk $1,025 \text{ g/cm}^3$ i Nordsøen og $1,02 \text{ g/cm}^3$ i bælteerne). Under hydrostatiske forhold kan forholdet imellem dybden til saltvandsgrænsen under havniveau (kote 0) og højden af ferskvand over havniveau udtrykkes ved Ghyben-Herzberg relationen /4/:

$$h_s = \frac{h_f}{d_s - d_f} \quad (7)$$

Hvor:

h_s er dybden til saltvandsgrænsen under kote 0, h_f er højden af ferskvand over kote 0, d_s er densiteten af saltvand, og d_f er densiteten af ferskvand.

Eksempel: I et område tæt på Nordsøkysten ligger grundvandsspejlet i kote +3. Ved råstofindvinding forekommer der en gennemsnitlig lokal afsænkning af grundvandsspejlet på 1 m til kote +2. Hvor stor effekt kan denne afsænkning have på saltvandsgrænsens beliggenhed?

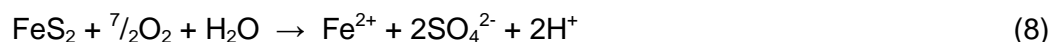
$$\Delta h_s = \frac{2 - 3}{0,025} = -40 \text{ m}$$

Det negative resultat viser, at saltvandgrænsen kan stige op til 40 m (fra kote -120 til kote -80) i forbindelse med grundvandssænkningen.

Det skal imidlertid understreges, at anvendelse af formlen forudsætter fuld hydraulisk kontakt. Eksempelvis lavpermeable lerlag vil virke som en hydraulisk barriere, og der er således tale om en "worst case" beregning.

3.4 Afgravning og oplag af reducerede sedimenter i volde

Især i årene omkring 2. verdenskrig blev der mange steder opgravet brunkul fra miocæne lag i Midtjylland. I den forbindelse blev opgravede sedimenter med et stort indhold af jernsulfidmineralet pyrit (FeS_2 , populært kaldet "svovlkis") oplagret i såkaldte "tipper" omkring udgravningsområderne. Hermed fik atmosfærisk ilt adgang til mineralet med en alvorlig syredannelse og okkerudvaskning til følge, der skyldes reaktionen:



Denne proces betegnes partiel pyritoxidation og er ensbetydende med, at det er tilgangen af iltningmiddel (ilt eller nitrat), der begrænser processen. Er der rigeligt med iltningmiddel, men forholdsvis lidt reaktiv pyrit foregår iltningen fuldstændigt:



Slutprodukterne er således udfældet okker, $\text{Fe}(\text{OH})_3$, samt svovlsyre (H_2SO_4). Hvis jordlagene er kalkholdige, neutraliseres syren under frigivelse af calcium og hydrogencarbonat eller kuldioxid. Miljøproblemerne i visse midtjyske brunkulslejer, f.eks. Haunstrup Brunkulsleje, skyldes især, at der i dette område ikke er kalk i de øvre jordlag. Hermed falder pH, og jern holdes i opløsning, indtil pH igen stiger, f.eks. pga. fortynding i et vandløb, og først herefter udfældes jernet som okker, ofte med store scener for dyre- og plantelivet til følge.

Pyrit er kun stabilt under reducerede forhold, og dermed kan et tilsvarende problem kun opstå, hvis der opgraves reducerede (og vandmættede) sedimentter, som pludselig gøres umættede ved placering over grundvandsspejlet, eksempelvis som volde langs udgravningen.

Eksempel 1: I forbindelse med etablering af en råstofgrav på 10 ha på en Weichsel-moræneflade afgraves der som gennemsnit 5 m reduceret ler for at få adgang til det ønskede lag. Hvor stor frigivelse af potentielt skadelige stoffer kan pyritindholdet i det opgravede ler afstedkomme?

I en større undersøgelse ved Eksercermarken Kildeplads på Fyn blev der fundet gennemsnitlige pyritindhold på 0,25 % i reduceret moræneler og 0,05 % i oxideret moræneler /15/. Dette indebærer, at 0,2 % af det reducerede moræneler består af reaktivt pyrit, som altså kan oxideres ved tilgang af ilt. Afgraves der 500.000 m^3 reduceret ler med en antaget densitet på $1,67 \text{ g/cm}^3$, svarer dette til 835.000 tons med et samlet indhold af reaktivt pyrit på $0,002 \cdot 835.000 \text{ tons} = 1670 \text{ tons}$. Ud fra reaktionsligning (9) kan der herfra frigives i alt 1490 tons okker og 2730 tons svovlsyre (H_2SO_4). Hertil kommer, at pyrit ofte indeholder væsentlige mængder nikkel og arsen i form af urenheder i mineralstrukturen. Det fremgår af /14/, at arsen typisk findes i pyrit i omtrent samme koncentration som nikkel. Forudsættes det, at pyriten i gennemsnit indeholder 0,1 % nikkel og 0,1 % arsen, vil den beregnede potentielle pyritoxidation desuden medføre frigivelse af 1,67 tons af hvert tungmetal.

Eksempel 2: I forbindelse med indvinding fra en råstofgrav på 10 ha på en Weichsel-moræneflade opgraves der som gennemsnit 5 m reduceret sand, som efter vask m.m. oplagres direkte på jorden på en nærliggende lokalitet. Hvor stor frigivelse af potentielt skadelige stoffer kan pyritindholdet i det opgravede sand afstedkomme?

I førnævnte undersøgelse ved Eksercermarken Kildeplads på Fyn blev der fundet gennemsnitlige pyritindhold på 0,17 % i reduceret smeltevandssand og 0,02 % i oxideret smeltevandssand /15/. Dette indebærer, at 0,15 % af det reducerede smeltevandssand består af reaktivt pyrit, som altså kan oxideres ved tilgang af ilt. Afgraves der 500.000 m³ reduceret smeltevandssand med en antaget densitet på 1,67 g/cm³, svarer dette til 835.000 tons med et samlet indhold af reaktivt pyrit på 0,0015·835.000 tons = 1250 tons. Ud fra reaktionsligning (9) kan der herfra frigives i alt 1120 tons okker og 2050 tons svovlsyre (H₂SO₄). Hertil kommer, at pyrit ofte indeholder væsentlige mængder nikkel og arsen i form af urenheder i mineralstrukturen. Det fremgår af /14/, at arsen typisk findes i pyrit i omtrent samme koncentration som nikkel. Forudsættes det, at pyritten i gennemsnit indeholder 0,1 % nikkel og 0,1 % arsen, vil den beregnede potentielle pyritoxidation desuden medføre frigivelse af 1,25 tons af hvert tungmetal.

Det skal bemærkes, at hovedparten af den finkornede – og dermed reaktive – pyrit givetvis vil blive frasorteret i forbindelse med vask af materialerne og i stedet for blive tilført til slambassinet.

Reaktionsprodukterne vil efterhånden udvaskes med regnvandet. Der er endvidere risiko for, at der kan forekomme direkte nedløb i råstofgraven. Hvis forsuret regnvand med indhold af opløst jern, nikkel og arsen infiltrerer til den umættede zone, accelereres kalkudvaskning fra overjord og umættet zone, og efterhånden som kalken udvaskes, vil påvirkningen med metaller nå dybere. Der kan desuden udfældes betydelige mængder gips (CaSO₄·2H₂O) pga. sulfatfrigivelsen fra pyritoxidationen kombineret med kalkopløsning, som følge af den frigivne syre:



Det bemærkes, at der ved kalkopløsningen i den umættede zone ("åbent system") desuden frigives CO₂. Når syren dannet ved pyritoxidation neutraliseres ved (10), stiger pH, hvilket medfører, at den opløste jern udfældes som ferrihydrit (okker, Fe(OH)₃). Trods de iltede forhold i den umættede zone kan det opløste jern godt være Fe²⁺ dannet ved reaktion (8), idet oxidationen af Fe²⁺ til Fe³⁺ går meget langsomt ved lav pH. Oxidation af Fe²⁺ i vandig opløsning ved 20 °C og 1 atm tryk kan beskrives ved følgende rateudtryk /3/:

$$-dm_{\text{Fe}^{2+}}/dt = k \cdot m_{\text{Fe}^{2+}} \cdot [\text{OH}^-]^2 \cdot P_{\text{O}_2} \quad (11)$$

Hvor:

$$k = 8 \cdot 10^{13} \text{ /min/atm.}$$

$m_{\text{Fe}^{2+}}$ = den molære koncentration af opløst jern(II).

$[\text{OH}^-]$ er aktiviteten af hydroxylioner.

P_{O_2} er ilt partialtryk i atmosfærisk luft = 0,21 atm.

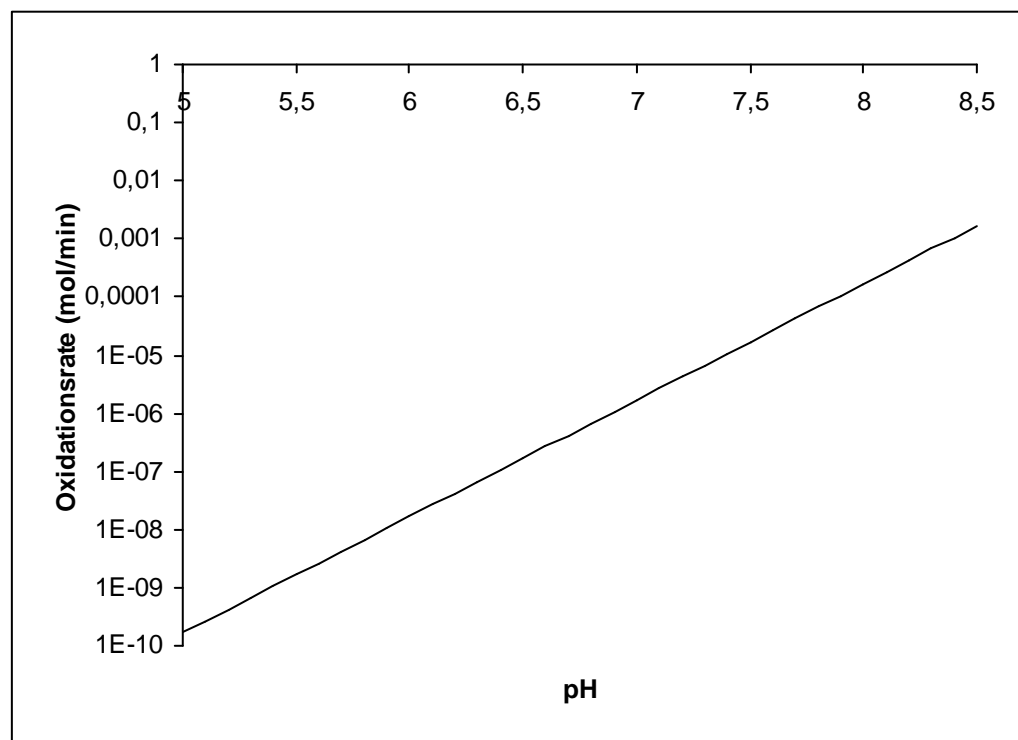
Idet hydroxylionaktiviteten, $[\text{OH}^-]$ estimeres ved:

$$[\text{OH}^-] = 10^{\text{pH}-14}, \quad (12)$$

fås oxidationsraten for Fe²⁺ som en funktion af pH og koncentration af Fe²⁺:

$$-dm_{\text{Fe}^{2+}}/dt = 1,68 \cdot 10^{13} \cdot m_{\text{Fe}^{2+}} \cdot 10^{2\text{pH}-28} \quad (13)$$

Oxidationsrate versus pH for $m_{\text{Fe}^{2+}} = 0,01 \text{ mM} = 5,6 \text{ mg/l}$ i pH-området 5 til 8,5 ses på nedenstående Figur 1. Bemærk, at y-aksen er logaritmisk.



Figur 1: Oxidationsrate versus pH for $m_{\text{Fe}^{2+}} = 0,01 \text{ mM} = 5,6 \text{ mg/l}$ i pH-området 5-8,5.

Det fremgår, at oxidationsraten stiger med en faktor 100 for hver pH-enhed. Ved pH 5 oxideres der $1,64 \cdot 10^{-10} \text{ mol/l/min}$, hvilket svarer til ca. $9,4 \cdot 10^{-6} \text{ mg/l/min}$. Ved pH 7 foregår oxidationen 10.000 gange hurtigere, dvs. $9,4 \cdot 10^{-2} \text{ mg/l/min}$.

Når Fe^{2+} er oxideret til Fe^{3+} , afhænger også den opløste mængde jern i vandfasen stærkt af pH. Ved ligevægt kan relationen imellem pH og koncentration af opløst Fe^{3+} estimeres ved:

$$m_{\text{Fe}^{3+}} \approx 77800 \cdot 10^{-3\text{pH}} \quad (14)$$

Ved pH 5 er $m_{\text{Fe}^{3+}} \approx 7,78 \cdot 10^{-11} \text{ mol/l} = 4,35 \cdot 10^{-6} \text{ mg/l}$. Derimod ved pH 3 er $m_{\text{Fe}^{3+}} \approx 4,34 \text{ mg/l}$. Som det fremgår af (14), er Fe^{3+} praktisk taget uopløselig, bortset fra under meget sure forhold.

Pyritoxidation kan foregå med Fe^{3+} som iltningsmiddel, og denne proces er langt hurtigere end direkte oxidation med O_2 /3/. I lyset af ovenstående synes det dog usandsynligt, at denne reaktion har nogen særlig relevans i kalkholdigt moræneler pga. den meget lave opløselighed af Fe^{3+} ved normal pH.

3.5 Kortslutning af forskellige grundvandsmagasiner

”Kortslutning” af grundvandsmagasiner refererer til den situation, hvor der skabes direkte hydraulisk kontakt imellem to relativt permeable lag (grundvandsmagasiner), som er adskilt af et lag, der er så lavpermeabelt, at trykniveauet i de to magasiner er væsentligt forskelligt. Groft taget må der skelnes imellem følgende situationer:

Opadrettet gradient, dvs. trykniveauet i det nederste magasin står højere end det terrænnære grundvandsspejl. I dette tilfælde vil en gennemgravning af det lavpermeable, adskillende lag ikke medføre umiddelbar risiko for forurening af det nederste magasin, men til gengæld vil der trænge vand op, hvilket i bedste fald vil vanskeliggøre råstofindvindingen og i værste fald kan medføre oversvømmelse af et større areal. Det opstigende vand vil ofte være reduceret, og ved kontakt med atmosfæren vil der udfældes jernhydroxider (okker) og manganoxider samt i nogle tilfælde (øst for hovedopholdslinien) kalk. Omkring kortslutningen vil der på sigt ofte dannes slimede belægninger af jernoxiderende bakterier.

Nedadrettet gradient, dvs. trykniveauet i det terrænnære magasin står højere end grundvandsspejlet i det nedre magasin. I dette tilfælde vil en gennemgravning af det lavpermeable, adskillende lag medføre nedtrængning af overfladenært grundvand, hvilket som regel vil medføre forurening af det nedre magasin med nitrat og eventuelt miljøfremmede stoffer. Hvis det nederste grundvandsmagasin er reduceret, vil der omkring kortslutningen lokalt dannes det giftige mellemprodukt nitrit, og der vil udfældes jern og mangan i det nederste magasin omkring det sted, hvor det lavpermeable lag er gennemgravet.

Uanset retningen på trykgradienten anses det for særdeles uhensigtsmæssigt at kortslutte grundvandsmagasiner, og såfremt prøveboringer indikerer en risiko herfor, bør der ikke graves råstoffer på den pågældende lokalitet.

4 HEDESLETTE

Grundvandskvaliteten i overfladenært grundvand på de sydvestjyske hedesletter bærer især præg af dårlig geologisk beskyttelse samt mangel på kalk i jordlagene. Dette manifesterer sig især ved:

- Oxideret grundvand med indhold af ilt og nitrat
- Stor risiko for forekomst af miljøfremmede stoffer, typisk pesticider og nedbrydningsprodukter
- pH typisk 5-7, lav alkalinitet
- Indhold af aggressivt CO₂
- Blødt, kalkfattigt grundvand
- Høje indhold af nikkel, aluminium og andre tungmetaller

- Normale indhold af klorid og sulfat, dvs. typisk 20-50 mg/l

I nedenstående Tabel 1 ses gennemsnitlige koncentrationer af udvalgte analyseparametre i borer med filtertop mindre end 20 m u.t. i landovervågningsområdet Bolbro Bæk ved Løgumkloster. Der er kun medtaget analyseresultater tilbage til 1970.

Parameter	Gennemsnit ± 1 standardafvigelse	Enhed	Grænseværdi (afgang vandværk)
Aluminium	338,8 \pm 371,7	$\mu\text{g/l}$	200
Ammoniak+ammonium	0,12 \pm 0,36	mg/l	0,05
Arsen	1,29 \pm 1,93	$\mu\text{g/l}$	5
Barium	116,8 \pm 77,5	$\mu\text{g/l}$	700
Bor	26,6 \pm 11,1	$\mu\text{g/l}$	1000
Calcium	62,5 \pm 34,7	mg/l	Bør ikke overstige 200 mg/l
Carbon, org., NVOC	8,1 \pm 6,6	mg/l	4
Carbondioxid, aggr.	44,4 \pm 22,2	mg/l	2
Chlorid	27,1 \pm 6,4	mg/l	250
Dihydrogensulfid	0,02 \pm 0,00	mg/l	0,05
Fluorid	0,17 \pm 0,21	mg/l	1,5
Hydrogencarbonat	78,4 \pm 93,3	mg/l	Bør være over 100 mg/l
Inddampningsrest	263,2 \pm 113,1	mg/l	1500
Jern	2,6 \pm 2,2	mg/l	0,1
Kalium	7,1 \pm 6,2	mg/l	10
Konduktivitet	39,9 \pm 11,5	mS/m	Bør være over 30 mS/m
Magnesium	4,4 \pm 2,0	mg/l	50
Mangan	0,4 \pm 0,9	mg/l	0,02
Methan	0,02 \pm 0,03	mg/l	0,01
Natrium	13,3 \pm 3,1	mg/l	175
Nikkel	47,1 \pm 54,4	$\mu\text{g/l}$	20
Nitrat	54,9 \pm 44,0	mg/l	50
Nitrit	0,02 \pm 0,03	mg/l	0,01
pH	6,18 \pm 0,94		Skal være 7 – 8,5
Total-fosfor	0,03 \pm 0,03	mg/l	0,15
Sulfat	56,7 \pm 41,4	mg/l	250

Tabel 1 Gennemsnitlige koncentrationer af udvalgte analyseparametre for landovervågningsområdet Bolbro Bæk ved Løgumkloster.

Ammoniak/ammonium, nitrit, jern, mangan, dihydrogensulfid og methan er såkaldte "behandlingsparametre", der nedbringes effektivt ved normal vandbehandling på vandværkerne. I forhold til drikkevandskravene er de mest kritiske parametre i tabellen aluminium, opløst organisk stof (NVOC), aggressiv CO₂, nikkel, nitrat og pH. Der er en sammenhæng imellem lav pH (og lav hydrogencarbonat) og høje indhold af aggressiv CO₂, aluminium og nikkel, idet alle disse problemer er forårsaget af mangel på kalk i jordlagene. Kun det høje indhold af opløst organisk stof må betegnes som en smule overraskende og ikke nødvendigvis typisk for det øvre grundvand på hedesletterne.

4.1 Hedeslette - råstofindvinding under grundvandsspejl

4.1.1 Før indvinding

Området vil være præget af intensiv landbrugsdrift med brug af sprøjtemidler samt tilførsel af gødning og jordbrugskalk.

Yderligere beskrivelse ses i ovenstående generelle afsnit om hedesletten.

4.1.2 Under indvinding

Ved råstofindvinding afgraves først det øverste muldlag, som har en typisk tykkelse på 20-30 cm. Herefter fjernes den umættede zone, som består af oxiderede sandede aflejringer, og endelig påbegyndes selve råstofindvindingen under grundvandsspejlet. I forbindelse med opgravningen vil der forekomme en mindre, lokal sænkning af grundvandsspejlet, og grundvandsspejlet vil naturligvis blottes i selve udgravningen.

Råstofindvindingen vil ikke have en væsentlig effekt på grundvandets redoxforhold, idet disse efter al sandsynlighed allerede er oxiderede. En mindre stigning i grundvandets iltindhold er dog sandsynlig, først og fremmest pga. bortgravning af overjorden, som bevirker, at diffusionen af ilt til grundvandsspejlet mangedobles.

Grundvandets sårbarhed overfor miljøfremmede stoffer forøges, indtil en evt. reetablering af muldlaget, jf. afsnit 3.2. Ved bortgravning af jordlagene over grundvandsspejlet i forbindelse med råstofindvindingen fjernes også eventuelle forureningskilder. Derfor knytter den eneste forøgede risiko for grundvandsforurening med miljøfremmede stoffer under råstofindvindingen sig til egentligt spild direkte i udgravningen eller nedløb af spild i området umiddelbart omkring udgravningen.

Eftersom det naturlige kalkindhold i den umættede zone for længst er udvasket, vil bortgravningen ikke forøge grundvandets aggressivitet eller sænke pH/alkalinitet. Tværtimod vil grundvandet i udgravningen nærme sig ligevægt med atmosfærens indhold af CO₂, hvilket jf. afsnit 3.1.3 medfører en pH-stigning, fordi jordluftens CO₂-partialtryk er væsentligt højere end atmosfærens. En følge af pH-stigningen vil være lavere koncentrationer i grundvandet af tungmetaller som nikkel og aluminium pga. forøget sorption/udfældning.

4.1.3 Efter indvinding

På grundlag af erfaringerne med efterbehandling er der taget udgangspunkt i området Hjortlund-Kalvslund ved Ribe, hvor der skønnes følgende efterbehandling med 50 % sø, 10 % natur og 40 % landbrugsareal med intensiv dyrkning af majs.

Ved indvinding på hedesletter er det normalt, at 10-50 % af det opgravede sediment (i form af den mest grovkornede fraktion, grus) indvindes, mens sandfraktionen tilbagefyldes. Efter indvinding vil en del af den mættede zone således bestå af et mere velsorteret og finkornet sediment, hvilket kan medføre en lidt ændret horisontal transport af grundvand, men da grus kemisk set er stort set inert, vil den direkte effekt på vandkemien være marginal.

Forudsættes det, at muldlaget lægges til side under afgravningen og lægges tilbage efter afslutningen af indvindingen, samt at den øvrige umættede zone desuden tilbagefyldes på landbrugsareal, vil den resulterende effekt på grundvandets sårbarhed ligeledes være minimal. Eventuelt kan der, med henblik på at opnå en bedre beskyttelse end før afgravningen, påfyldes et tykkere muldlag eller muld med et højere indhold af organisk stof (humus).

Vælges det efter afslutning af råstofindvindingen at etablere sø eller natur på en del af arealet, ændres forholdene, som det er beskrevet i afsnit 3.1.

Fjernelsen af sediment under grundvandsspejlet forventes kun at medføre en svag sænkning af terrænet omkring udgravningen, idet nyt sediment vil skride horisontalt ind i udgravningen, efterhånden som grusfraktionen fjernes. Den reelle effekt heraf på grundvandskemi vil næppe være målelig. I særlige tilfælde kan der indvindes fra op til 35 m under grundvandsspejlet.

Sammenfattende forventes råstofindvinding under grundvandsspejlet på en hedeslette ikke at medføre uacceptabel ændring af grundvandskvaliteten.

	Før råstofindvinding/baseline	Under råstofindvinding	Efter råstofindvinding
Nitratsårbarhed	Stor	Let forøget	Ret uændret
Nitratbelastning	Stor	Lille	Reduceret
Pesticidsårbarhed	Stor	Forøget	Forøget
Pesticidbelastning	Stor	Lille	Reduceret
pH	Lav	Forøget	Forøget
Risiko for saltpåvirkning	Lille*	Forøget*	Lille*
Risiko for pyritoxidation	Lille	Forøget**	Lille

*: Formentlig kun relevant i meget kystnære eller lavtliggende områder
 **: Kun ved opgravning af iltfri (reducerede) sediment

Tabel 2 Konsekvens for berørte grundvandskemiske parametre ved gravning under grundvandsspejlet i tilfældet under og efter råstofindvinding sammenlignet med baseline "før råstofindvinding".

5 BAKKEØ

Grundvandskvaliteten i det overfladenære grundvand på de sydvestjyske og sønderjyske bakkeøer er kraftigt præget af, at kalkudvaskning har foregået siden Saale istiden. Dette har samme indvirkning på grundvandskvaliteten som for hedesletterne. Derimod er grundvandskvaliteten på bakkeøerne ofte mindre oxideret. Desuden kan ionbytning især i områder med væsentligt lerindhold i jorden begrænse indholdene af metalkationer i grundvandet, herunder tungmetallerne aluminium og nikkel. Karakteristisk for grundvandstypen er:

- Oxideret grundvand med indhold af ilt og nitrat
- Stor risiko for forekomst af miljøfremmede stoffer, typisk pesticider og nedbrydningsprodukter
- pH typisk 5-7, lav alkalinitet
- Indhold af aggressivt CO₂

- Blødt, kalkfattigt grundvand
- Relativt høje indhold af nikkel, aluminium og andre tungmetaller
- Relativt lavt organisk indhold
- Normale indhold af klorid og sulfat, dvs. typisk 20-50 mg/l

I nedenstående Tabel 3 ses gennemsnitlige koncentrationer af udvalgte analyseparametre i boringer med filtertop mindre end 20 m u.t. i grundvandsovervågningsområdet Ølgod. Der er kun medtaget analyseresultater tilbage til 1970.

Ammoniak/ammonium, nitrit, jern, mangan, dihydrogensulfid og metan er såkaldte "behandlingsparametre", der nedbringes effektivt ved normal vandbehandling på vandværkerne.

I forhold til drikkevandskravene er de mest kritiske parametre i tabellen aggressiv CO₂, nitrat og pH. Ligesom for hedesletter er der en sammenhæng imellem lav pH (og lav hydrogencarbonat) og høje indhold af aggressiv CO₂. Først og fremmest pga. større kationbytningskapacitet i primært de mere lerholdige sedimenter er indholdet af tungmetaller, herunder aluminium og nikkel, typisk kun moderat forhøjet, selvom grundvandstypen i øvrigt i høj grad ligner den på hedesletterne.

Parameter	Gennemsnit ±1 standardafvigelse	Enhed	Grænseværdi (afgang vandværk)
Aluminium	27 ± 30,9	µg/l	200
Ammoniak+ammonium	0,02 ± 0,01	mg/l	0,05
Arsen	0,43 ± 0,61	µg/l	5
Barium	90,8 ± 33,7	µg/l	700
Bor	16,5 ± 6,5	µg/l	1000
Calcium	33,1 ± 16,1	mg/l	Bør ikke overstige 200 mg/l
Carbon, org., NVOC	0,8 ± 8,2	mg/l	4
Carbondioxid, aggr.	42,7 ± 29,0	mg/l	2
Chlorid	42,4 ± 16,8	mg/l	250
Dihydrogensulfid	0,02 ± 0,01	mg/l	0,05
Fluorid	0,12 ± 0,05	mg/l	1,5
Hydrogencarbonat	54,6 ± 49,8	mg/l	Bør være over 100 mg/l
Inddampningsrest	278,2 ± 66,1	mg/l	1500
Jern	1,7 ± 3,3	mg/l	0,1
Kalium	2,1 ± 1,0	mg/l	10
Konduktivitet	36,9 ± 7,7	mS/m	Bør være over 30 mS/m
Magnesium	8,3 ± 7,6	mg/l	50
Mangan	0,10 ± 0,11	mg/l	0,02
Methan	0,07 ± 0,00	mg/l	0,01
Natrium	24,1 ± 4,6	mg/l	175
Nikkel	10,8 ± 17,6	µg/l	20
Nitrat	46,9 ± 31,4	mg/l	50
Nitrit	0,01 ± 0,01	mg/l	0,01
pH	6,0 ± 0,7		Skal være 7 – 8,5

Total-fosfor	0,06 ± 0,06	mg/l	0,15
Sulfat	31,3 ± 10,4	mg/l	250

Tabel 3 Gennemsnitlige koncentrationer af udvalgte analyseparametre for grundvands-overvågningsområdet Ølgod.

5.1 Bakkeø - råstofindvinding over grundvandsspejl

5.1.1 Før indvinding

Området vil være præget af intensiv landbrugsdrift med brug af sprøjtemidler samt tilførsel af gødning og jordbrugskalk.

Yderligere beskrivelse ses i ovenstående generelle afsnit om bakkeøen.

5.1.2 Under indvinding

Råstofindvindingen over grundvandsspejlet medfører, at overjorden samt en del af den umættede zone afgraves. Som det er beskrevet i afsnit 3.2, har dette konsekvenser for grundvandets sårbarhed overfor pesticider og nitrat, men under indvindingen forventes der ingen væsentlig overfladepåvirkning med disse stoffer. Dog findes der en smule nitrat i regnvand - som gennemsnit ca. 3 mg/l /16/. Dette kan betragtes som en realistisk værdi for øgningen af nitratbelastningen af det øvre grundvand under råstofindvindingen.

Ligesom på hedesletten er kalken udvasket til stor dybde, og der forventes derfor ingen negativ effekt på grundvandets alkalinitet og pH. Tværtimod vil afgravning af muldlaget og den øverste del af den umættede zone, jf. afsnit 4.1.2, medføre et lavere CO₂-indhold i gasfasen og dermed en pH-stigning i det øvre grundvand.

5.1.3 Efter indvinding

På grundlag af erfaringerne med efterbehandlingen er der taget udgangspunkt i et område ved Kvong i Varde Kommune, hvor der skønnes følgende efterbehandling til 30 % sø, 5 % natur og 65 % landbrugsareal med intensiv dyrkning af majs.

Forudsættes der retablering af muldlaget, og at den øverste umættede zone desuden tilbagefyldes efter råstofindvindingen, vil resultatet være en tyndere umættet zone, men da de øverste 3 m under terræn – og den øverste meter i særdeleshed – er langt de vigtigste, hvad angår den resulterende kvalitet af det øvre grundvand, forventes den blivende ændring at være minimal.

Det samme gælder effekten på grundvandets sårbarhed. Såfremt den bortgravede umættede zone i væsentligt omfang består af lerede aflejringer, kan omfanget af ionbytning nedsættes efter indvinding, men da udvaskning af det betydelige oprindelige kalkindhold i de gamle leraflejringer har gjort matricen relativt porøs, forventes det vertikale vandflow igennem den umættede zone i udpræget grad at foregå igennem makroporer og sprækker. Her er det et spørgsmål, om ikke kontakten med leroverflader reelt er så ringe, at omfanget af ionbytning er sammenligneligt med sandaflejringer. Ionbytning anses i de fleste tilfælde for positivt for grundvandskvaliteten, idet eksempelvis tungmetalkationer bindes til sedimentoverflader og hermed demobiliseres.

Sammenfattende forventes råstofindvinding over grundvandsspejlet på en bakkeø således ikke at medføre nogen uacceptabel ændring af grundvandskvaliteten.

Vælges det efter afslutning af råstofindvindingen at etablere natur på en del af arealet, ændres forholdene, som det er beskrevet i afsnit 3.1.

	Før råstofindvinding/baseline	Under råstofindvinding	Efter råstofindvinding
Nitratsårbarhed	Stor	Let forøget	Ret uændret
Nitratbelastning	Stor	Lille	Reduceret
Pesticidsårbarhed	Stor	Forøget	Let forøget
Pesticidbelastning	Stor	Lille	Reduceret
pH	Lav	Ret uændret	Ret uændret
Risiko for saltpåvirkning	Lille	Lille	Lille
Risiko for pyritoxidation	Lille	Lille	Lille

Tabel 4 Konsekvens for berørte grundvandskemiske parametre ved gravning over grundvandsspejlet i tilfældet under og efter råstofindvinding sammenlignet med baseline "før råstofindvinding".

5.2 Bakkeø - råstofindvinding under grundvandsspejl

5.2.1 Før indvinding

Området vil være præget af intensiv landbrugsdrift med brug af sprøjtemidler samt tilførsel af gødning og jordbrugskalk.

Yderligere beskrivelse ses i ovenstående generelle afsnit om bakkeøen.

5.2.2 Under indvinding

Først afgraves det øverste muldlag, som har en typisk tykkelse på 20-30 cm, og herefter fjernes den umættede zone, som i det væsentlige består af oxiderede aflejringer. Endelig påbegyndes selve råstofindvindingen under grundvandsspejlet. I forbindelse med opgravningen vil der forekomme en mindre, lokal sænkning af grundvandsspejlet, og grundvandsspejlet vil naturligvis blottes i selve udgravningen.

Råstofindvindingen vil ikke have en væsentlig effekt på grundvandets redox-forhold, idet disse efter al sandsynlighed allerede er oxiderede. En mindre stigning i grundvandets iltindhold er dog sandsynlig, først og fremmest pga. bortgravning af overjorden, som bevirker, at diffusionen af ilt til grundvandspejlet mangedobles. Såfremt der afgraves væsentligt lerholdige lag, fjernes der ionbytningskapacitet, hvilket imidlertid ikke har nogen effekt på grundvandskvaliteten i selve indvindingssituationen.

Grundvandets sårbarhed overfor miljøfremmede stoffer forøges, som det er beskrevet i afsnit 5.1.2. Dette vurderes dog ikke som et problem, da der ikke tilføres pesticider og nitrat under råstofindvinding. Eftersom det naturlige kalkindhold i den umættede zone for længst er udvasket, vil bortgravningen, jf. afsnit 3.1.3, medføre en pH-stigning, fordi jordluftens CO₂-partialtryk er væsentligt højere end atmosfærens. En følge af pH-stigningen vil være lavere koncentrationer i grundvandet af tungmetaller som nikkel og aluminium pga. forøget sorption/udfældning.

5.2.3 Efter indvinding

Situationen efter indvinding er den samme som ved råstofindvinding over grundvandsspejlet (afsnit 5.1.3), og råstofindvinding under grundvandsspejlet på en bakkeø forventes således ikke at medføre nogen uacceptabel ændring af grundvandskvaliteten.

Vælges det efter afslutning af råstofindvindingen at etablere sø eller natur på en del af arealet, ændres forholdene, som det er beskrevet i afsnit 3.1.

	Før råstofindvinding/baseline	Under råstofindvinding	Efter råstofindvinding
Nitratsårbarhed	Stor	Let forøget	Ret uændret
Nitratbelastning	Stor	Lille	Reduceret***
Pesticidsårbarhed	Stor	Forøget	Forøget***
Pesticidbelastning	Stor	Lille	Reduceret***
pH	Lav	Forøget	Forøget***
Risiko for saltpåvirkning	Lille*	Forøget*	Lille*
Risiko for pyritoxidation	Lille	Forøget**	Lille

*: Formentlig kun relevant i meget kystnære eller lavtliggende områder

** : Kun ved opgravning af iltfri (reducerede) sedimenter

***. Afhænger af arealanvendelsen

Tabel 5 Konsekvens for berørte grundvandskemiske parametre ved gravning under grundvandsspejlet i tilfældet under og efter råstofindvinding sammenlignet med baseline "før råstofindvinding".

6 SENWEICHSEL SMELTEVANDSFLADE

Grundvandskvaliteten i det overfladenære grundvand på en Weichsel smeltevandsflade er meget sjældent væsentligt påvirket af mangel på kalk i jordlagene, dvs. pH og hydrogencarbonat ligger indenfor normalområdet, og der forekommer ikke væsentlige mængder aggressiv CO₂ i grundvandet. Grundvandet er normalt oxideret med et moderat nitratindhold, men er til gengæld typisk udpræget påvirket af pyritoxidation, hvorfor sulfatindholdet er forhøjet. Grundvandet er ikke ionbyttet og har et normalt indhold af tungmetaller. Karakteristisk for grundvandstypen er:

- Oxideret grundvand med indhold af ilt og nitrat
- Stor risiko for forekomst af miljøfremmede stoffer, typisk pesticider og nedbrydningsprodukter
- pH typisk 7-8, normal alkalinitet
- Middelhårdt grundvand uden indhold af aggressivt CO₂
- Relativt højt organisk indhold
- Normale indhold af klorid og tungmetaller
- Forhøjet indhold af sulfat, typisk mere end 70 mg/l

I nedenstående Tabel 6 ses gennemsnitlige koncentrationer af udvalgte analyseparametre i boringer med filtertop mindre end 20 m u.t. på smeltevandsfladen Birkende på Fyn. Der er kun medtaget analyseresultater tilbage til 1970.

Parameter	Gennemsnit ±1 standardafvigelse	Enhed	Grænseværdi (afgang vandværk)
Ammoniak+ammonium	0,34 ± 0,21	mg/l	0,05
Arsen	0,35 ± 0,35	µg/l	5
Barium	73,5 ± 21,9	µg/l	700
Bor	20 ± 0	µg/l	1000
Calcium	132,3 ± 17,3	mg/l	Bør ikke overstige 200 mg/l
Carbon, org., NVOG	3,9 ± 1,4	mg/l	4
Carbondioxid, aggr.	2,2 ± 1,5	mg/l	2
Chlorid	55,9 ± 31,3	mg/l	250
Dihydrogensulfid	0,025 ± 0,021	mg/l	0,05
Fluorid	0,3 ± 0,2	mg/l	1,5
Hydrogencarbonat	304,8 ± 28,2	mg/l	Bør være over 100 mg/l
Inddampningsrest	528,0 ± 32,7	mg/l	1500
Jern	1,9 ± 1,0	mg/l	0,1
Kalium	3,8 ± 1,8	mg/l	10
Konduktivitet	73,6 ± 31,1	mS/m	Bør være over 30 mS/m
Magnesium	11,8 ± 7,5	mg/l	50
Mangan	0,3 ± 0,1	mg/l	0,02
Methan	0,01 ± 0,00	mg/l	0,01
Natrium	37,1 ± 34,4	mg/l	175
Nikkel	3,0 ± 1,5	µg/l	20
Nitrat	2,3 ± 2,9	mg/l	50
Nitrit	0,02 ± 0,01	mg/l	0,01
pH	7,3 ± 0,2		Skal være 7 – 8,5
Total-fosfor	0,04 ± 0,02	mg/l	0,15
Sulfat	131,0 ± 19,8	mg/l	250

Tabel 6 Gennemsnitlige koncentrationer af udvalgte analyseparametre for udvalgte boringer ved Birkende på Fyn.

Ammoniak/ammonium, nitrit, jern, mangan, dihydrogensulfid og methan er såkaldte "behandlingsparametre", der nedbringes effektivt ved normal vandbehandling på vandværkerne. I forhold til drikkevandskravene er indholdet af opløst organisk stof den mest kritiske parameter, idet gennemsnitsværdien ligger lige under drikkevandskravet.

Herudover er der ingen decideret kritiske parametre i tabellen, men det må bemærkes, at grundvandskvaliteten ofte er meget påvirket af pyritoxidation, og dette problem kan forværres ved råstofindvinding.

6.1 Senweichsel smeltevandsflade - råstofindvinding under grundvandspejl

6.1.1 Før indvinding

Området vil være præget af intensiv landbrugsdrift med brug af sprøjtemidler samt tilførsel af gødning og jordbrugskalk.

6.1.2 Under indvinding

Ved råstofindvinding afgraves først det øverste muldlag, som har en typisk tykkelse på 20-30 cm. Herefter fjernes typisk 2-5 m af den umættede zone, som består af oxiderede sandede eller lerede aflejringer, og endelig påbegyndes selve råstofindvindingen under grundvandsspejlet. I forbindelse med opgravningen vil der forekomme en mindre, lokal sænkning af grundvandspejlet, og grundvandsspejlet vil naturligvis blottes i selve udgravningen.

Råstofindvindingen vil ikke have en væsentlig effekt på grundvandets redoxforhold, idet det allerøverste grundvand sandsynligvis allerede er oxideret. En mindre stigning i grundvandets iltindhold er dog sandsynlig, først og fremmest pga. bortgravning af overjorden, som bevirker, at diffusionen af ilt til grundvandsspejlet mangedobles. Såfremt der graves til under redoxgrænsen, kan opløst jern iltes og udfældes som okker i gravesøen.

Grundvandets sårbarhed overfor miljøfremmede stoffer forøges, primært pga. fjernelse af muldlaget, jf. afsnit 3.2. Dette vurderes dog ikke som et problem da der ikke tilføres pesticider og nitrat under råstofindvinding. Blotning af grundvandsspejlet i udgravningen vil medføre en pH-stigning pga. atmosfærens lavere CO₂-partialtryk. Typisk vil der ved en 10 gange formindskelse af CO₂-partialtrykket ske en pH-stigning på godt 0,5 enheder fra omkring 7,5 til 8. Hermed forrykkes carbonatsystemet, hvilket medfører et vist omfang af kalkudfældning i gravesøen.

6.1.3 Efter indvinding

I oplægget til denne beskrivelse af miljøforhold, er der lagt op til endelig efterbehandling på 90 % sø og 10 % natur.

Der tilbagefyldes ikke sediment efter råstofindvinding på en Weichsel-smeltevandsslette, så resultatet vil være en sø. Her bevirker den permanente fjernelse af dæklaget, at grundvandets sårbarhed overfor nitrat og pesticider forøges. Til gengæld kan kun drænvand og overfladevand fra belastede arealer medføre, at det blotlagte grundvand påvirkes med disse stoffer. Blotlægningen formodes desuden at medføre en mindre pH-stigning i vandet. For detaljer vedrørende effekten på grundvandskvaliteten henvises der til afsnit 3.1.3.

	Før råstofindvinding/baseline	Under råstofindvinding	Efter råstofindvinding
Nitratsårbarhed	Stor	Let forøget	Let forøget
Nitratbelastning	Stor	Lille	Lille
Pesticidsårbarhed	Stor	Forøget	Forøget
Pesticidbelastning	Stor	Lille	Lille
pH	Normal	Let forøget	Let forøget
Risiko for saltpåvirkning	Lille*	Forøget*	Lille*
Risiko for pyritoxidation	Moderat	Forøget**	Let forøget

*: Formentlig kun relevant i meget kystnære eller lavtliggende områder
 **: Ved opgravning af iltfri (reducerede) sedimenter

Tabel 7 Konsekvens for berørte grundvandskemiske parametre ved gravning under grundvandsspejlet i tilfældet under og efter råstofindvinding sammenlignet med baseline "før råstofindvinding".

7 WEICHSEL MORÆNEFLADE

Under muldlaget, som har en typisk tykkelse på 20-30 cm, er både overjord og opgravede sedimenter normalt i det væsentlige gennemoxiderede, dvs. både sand og ler er farvet i gul/brune/rødlige nuancer, og morænelagerne er kraftigt opsprækkede /6/, /7/.

Grundvandskvaliteten på Weichsel morænefladen bærer præg af grundvandsdannelse igennem en forholdsvis reaktiv formation. Det øvre grundvand er som regel forureningssårbart, idet gennemoxiderede lerdæklag er gennemsat af sprækker og således ikke yder nogen geologisk beskyttelse. Hvorvidt grundvandskvaliteten er påvirket af mangel på kalk i jordlagene afhænger i høj grad af, om grundvandsdannelsen primært foregår igennem matrix eller sprækker. I sidstnævnte tilfælde er det øvre grundvand ofte kalkundermættet og indeholder aggressiv CO₂. Grundvandet er normalt oxideret med forholdsvis højt nitratindhold. Til gengæld er grundvandet normalt kun moderat påvirket af pyritoxidation, hvorfor sulfatindholdet er normalt til let forhøjet. Grundvandet er ofte ionbyttet og har et normalt indhold af tungmetaller. Karakteristisk for grundvandstypen er:

- Oxideret grundvand med indhold af ilt og nitrat
- Stor risiko for forekomst af miljøfremmede stoffer, typisk pesticider og nedbrydningsprodukter
- pH typisk 7-8, normal alkalinitet
- Middelhårdt grundvand uden indhold af aggressivt CO₂

- Relativt højt organisk indhold
- Normale indhold af klorid og tungmetaller
- Forhøjet indhold af sulfat, typisk mere end 70 mg/l

I nedenstående Tabel 8 ses gennemsnitlige koncentrationer af udvalgte analyseparametre i borer med filtertop mindre end 20 m u.t. i landovervågningsområde Lillebæk. Der er kun medtaget analyseresultater tilbage til 1970.

Ammoniak/ammonium, nitrit, jern, mangan, dihydrogensulfid og methan er såkaldte "behandlingsparametre", der nedbringes effektivt ved normal vandbehandling på vandværkerne. I forhold til drikkevandskravene er indholdet af aggressiv CO₂ den mest kritiske parameter, men det bemærkes, at parameteren udviser meget stor variation. Det gennemsnitlige nitratinhold ligger forholdsvis tæt på drikkevandskravet, hvorfor også denne parameter må betegnes som kritisk.

Parameter	Gennemsnit ± 1 standardafvigelse	Enhed	Grænseværdi (afgang vandværk)
Aluminium	42,3 ± 49,0	µg/l	200
Ammoniak+ammonium	0,81 ± 0,86	mg/l	0,05
Arsen	0,63 ± 1,12	µg/l	5
Barium	73,1 ± 48,5	µg/l	700
Bor	30,8 ± 29,6	µg/l	1000
Calcium	95,1 ± 25,0	mg/l	Bør ikke overstige 200 mg/l
Carbon, org., NVOC	2,7 ± 2,1	mg/l	4
Carbondioxid, aggr.	17,2 ± 47,7	mg/l	2
Chlorid	26,4 ± 10,2	mg/l	250
Hydrogencarbonat	245,8 ± 51,6	mg/l	Bør være over 100 mg/l
Jern	1,4 ± 1,4	mg/l	0,1
Kalium	1,8 ± 2,2	mg/l	10
Konduktivitet	58,8 ± 16,1	mS/m	Bør være over 30 mS/m
Magnesium	5,9 ± 3,3	mg/l	50
Mangan	0,2 ± 0,2	mg/l	0,02
Methan	0,01 ± 0,00	mg/l	0,01
Natrium	15,4 ± 10,2	mg/l	175
Nikkel	3,2 ± 1,2	µg/l	20
Nitrat	32,9 ± 26,4	mg/l	50
Nitrit	0,09 ± 0,25	mg/l	0,01
pH	7,5 ± 0,3		Skal være 7 – 8,5
Total-fosfor	0,09 ± 0,11	mg/l	0,15
Sulfat	40,6 ± 26,2	mg/l	250

Tabel 8 Gennemsnitlige koncentrationer af udvalgte analyseparametre for landovervågningsområde Lillebæk.

7.1 Weichsel moræneflade - råstofindvinding over grundvandsspejl

7.1.1 Før indvinding

Området vil være præget af intensiv landbrugsdrift med brug af sprøjtemidler samt tilførsel af gødning og i begrænset omfang jordbrugskalk.

7.1.2 Under indvinding

Eftersom der er tale om indvinding i den umættede zone, blotlægges grundvandsspejlet ikke, men det øvre grundvands sårbarhed overfor miljøfremmede stoffer forøges i selve graveområdet, idet både muldlaget og den umættede zone bortgraves. Dette vurderes dog ikke som et problem, idet der ikke tilføres pesticider og nitrat under indvinding. Eftersom der afgraves sediment til en vis dybde, vil iltkoncentrationsgradienten, og dermed den diffusive transport af ilt til grundvandsspejlet, forøges, men idet der er tale om en lokal forøgelse, og da det øverste grundvand stort set altid vil være iltholdigt, vil effekten heraf på kvaliteten af grundvandet være yderst begrænset.

7.1.3 Efter indvinding

I oplægget til denne beskrivelse af miljøforhold, er der lagt op til en endelig efterbehandling svarende til 25 % sø, 5 % natur og 70 % landbrugsareal med intensiv dyrkning af majs.

På grund af den kraftige opsprækning transporteres vand oftest langt hurtigere igennem oxiderede morænelerlag end igennem sand /8/, og hverken oxiderede lerlag eller sand regnes traditionelt at udgøre nogen væsentlig geologisk beskyttelse af grundvandet. Ved retablering efter råstofindvinding er det normal praksis, at opgravet ler tilbagefyldes, og hermed kan en del af sprækkerne lukkes. Dermed kan permeabiliteten i den umættede zone nedsættes og opholdstiden tilsvarende forøges, hvilket medfører en bedre geologisk beskyttelse af underliggende lag.

Opgravningen af sand fra den umættede zone vil trods denne tilbagefyldning medføre en lokal sænkning af terrænet og dermed en tyndere umættet zone. Effekten heraf er nærmere beskrevet i afsnit 3.2. Der fjernes desuden en del kalk fra sedimenterne, men eftersom der generelt ikke mangler kalk i Weichsel-isens aflejringer, vurderes dette forhold at have begrænset betydning. Som det fremgår af afsnit 3.2, er det med henblik på at genskabe beskyttelsen imod pesticider og nitrat især vigtigt, at muldlaget retableres. Eventuelt kan der, med henblik på at opnå en bedre beskyttelse, påfyldes et tykkere muldrag eller muld med et højere indhold af organisk stof (humus).

	Før råstofindvinding/baseline	Under råstofindvinding	Efter råstofindvinding
Nitratsårbarhed	Stor	Let forøget	Let formindsket
Nitratbelastning	Stor	Lille	Let formindsket
Pesticidsårbarhed	Stor	Forøget	Ret uændret
Pesticidbelastning	Stor	Lille	Let formindsket
pH	Normal	Ret uændret	Ret uændret
Risiko for saltpåvirkning	Lille	Lille	Lille
Risiko for pyritoxidation	Lille	Lille	Lille

Tabel 9 Konsekvens for berørte grundvandskemiske parametre ved gravning over grundvandsspejlet i tilfældet under og efter råstofindvinding sammenlignet med baseline "før råstofindvinding".

7.2 Weichsel moræneflade - råstofindvinding under grundvandsspejl

7.2.1 Før indvinding

Området vil være præget af intensiv landbrugsdrift med brug af sprøjtemidler samt tilførsel af gødning og jordbrugskalk.

Yderligere beskrivelse ses i ovenstående generelle afsnit om Weichsel morænefladen (afsnit 7.1.1).

7.2.2 Under indvinding

Ved råstofindvinding under grundvandsspejlet på en moræneflade afgraves der op til 5-8 m af de øvre lerede jordlag med henblik på adgang til underliggende sandaflejringer. Der afgraves kun i begrænset omfang ler, som kan være reduceret, under det terrænnære grundvandsspejl. Derimod foregår selve indvindingen ofte under redoxgrænsen, dvs. der opgraves og graves i reducerede sedimentter. Fronten for kalkudvaskning findes typisk blot 1-2 m u.t., og der afgraves derfor desuden kalkholdige sedimentter.

Når sand og grus opgraves under grundvandsspejlet, vil der lokalt forekomme grundvandssænkning svarende til volumen af det opgravede sand. Hermed får atmosfærisk luft – og dermed ilt - i et vist omfang adgang til et reduceret sandlag.

Ved grundvandssænkningen kan atmosfærisk ilt transporteres igennem den umættede zone ved diffusion. Diffusiv transport fremkommer pga. koncentrationsforskelle, som reelt er den drivende kraft for processen. Der kan imidlertid kun opstå problemer med pyritoxidation, hvis grundvandsmagasinet til en begyndelse er anaerobt. Er grundvandet allerede i ligevægt med atmosfærens ilt, er der ingen væsentlig koncentrationsforskel til at drive den diffusive transport.

Er grundvandet anaerobt, kan man med rimelighed tilnærme iltkoncentrationen under grundvandsspejlet i formationen med nul. Antages det desuden, at iltkoncentrationen aftager lineært fra jordoverfladen og til grundvandsspejlets beliggenhed efter afsænkning, kan den iltmængde, som transporteres til det anaerobe grundvandsmagasin, beregnes ud fra Ficks 1. lov /3/:

$$F = \varepsilon_g \cdot D_e \frac{C_{\text{ilt}}}{d} \quad (15)$$

Hvor:

F er iltfluxen ($\text{mol}/\text{m}^2/\text{år}$).

ε_g er den gennemsnitlige effektive porøsitet i umættet zone (-).

D_e er diffusionskoefficienten for ilt i luft = $13 \text{ m}^2/\text{år}$.

C_{ilt} er koncentration af ilt i atmosfærisk luft = $9,04 \text{ mol}/\text{m}^3$ ved 10 °C .

d er afstanden fra jordoverflade til enten grundvandsspejl, eller den dybde, hvor iltkoncentrationen under afsenkning af grundvandsspejlet bliver nul.

Ved indsætning af D_e og C_{ilt} i (15) fås:

$$F (\text{mol}/\text{m}^2/\text{år}) = 117,52 \cdot (\varepsilon_g / d) \quad (16)$$

Ved at gange (16) med overfladeareal og tid kan man nu beregne den totale diffusive transport af ilt, n_{ilt} , som altså potentielt kan medføre pyritoxidation. Anvendes i stedet for år tidsenheden dage, fås følgende udtryk:

$$n_{\text{ilt}} (\text{mol}) = 0,322 \cdot A \cdot t \cdot (\varepsilon_g / d) \quad (17)$$

Hvor:

A er overfladearealet af sænkningstragten (m^2), dvs. arealet omkring grave-søen hvor grundvandsspejlet afsænkes.

t er grundvandssænkningens/råstofindvindingens varighed (d).

ε_g er den effektive porøsitet (-).

d er den gennemsnitlige tykkelse af iltet umættet zone i sænkningstragten omkring udgravningen (m).

Den af (17) beregnede iltmængde kan omregnes til potentiel pyritoxidation, m_{pyrit} , idet der jf. (9) forbruges $3,75 \text{ mol}$ ilt til fuldstændig oxidation af 1 mol pyrit (=120 g):

$$m_{\text{pyrit}} (\text{g}) = 10,3 \cdot A \cdot t \cdot (\varepsilon_g / d) \quad (18)$$

Eksempel: I en 10-årig periode udgraves der reduceret sand fra en råstof-grav under en umættet zone bestående af 5 m oxideret moræneler. Den effektive porøsitet af moræneleret er 0,2, og den gennemsnitlige radius af sænkningstragten omkring udgravningen er 1 km. Hvor stor er den maksimalt mulige mængde pyrit, som kan oxideres i graveperioden?

Hvis det som "worst case" antages, at al ilt, som transporteres igennem den umættede zone, går til pyritoxidation, at iltkoncentrationen er nul i den dybde der svarer til beliggenheden af grundvandsspejlet før afsenkningen, samt at det reducerede sand indenfor sænkningstragten indeholder tilstrækkeligt pyrit til, at processen kan foregå i 10 år, kan den maksimale mængde oxideret pyrit direkte beregnes af (18):

$$m_{\text{pyrit}} (\text{g}) = 10,3 \cdot (\pi \cdot (1000 \text{ m})^2) \cdot (3650 \text{ d}) \cdot (0,2 / 5 \text{ m}) \approx 10^{10} \text{ g} = \underline{\underline{10.000 \text{ tons}}}$$

7.2.3 Efter indvinding

Forudsat at der ikke er reducerede sedimenter iblandt det tilbagefyldte sediment efter indvindingen, er situationen som beskrevet i afsnit 7.1.3.

I oplægget til denne beskrivelse af miljøforhold er der lagt op til endelig efterbehandling svarende til 90 % sø og 10 % natur.

	Før råstofindvinding/baseline	Under råstofindvinding	Efter råstofindvinding
Nitratsårbarhed	Stor	Let forøget	Forøget
Nitratbelastning	Stor	Lille	Lille
Pesticidsårbarhed	Stor	Forøget	Forøget
Pesticidbelastning	Stor	Lille	Lille
pH	Normal	Let forøget	Let forøget
Risiko for saltpåvirkning	Lille*	Forøget*	Lille*
Risiko for pyritoxidation	Lille	Stor**	Forøget**

*: Formentlig kun relevant i meget kystnære eller lavtliggende områder
 **: Kun ved opgravning af iltfri (reducerede) sedimenter

Tabel 10 Konsekvens for berørte grundvandskemiske parametre ved gravning under grundvandsspejlet i tilfældet under og efter råstofindvinding sammenlignet med baseline "før råstofindvinding".

Som det fremgår, forøges grundvandets sårbarhed overfor både nitrat og miljøfremmede stoffer, mens de tilsvarende belastninger forventes mindsket, afhængig af arealanvendelsen efter råstofindvindingen.

Det altovervejende potentielle problem ved råstofindvinding på en moræneflade er imidlertid den potentielle pyritoxidation under indvindingen. Ikke bare kan afsænkningen af grundvandsspejlet afstedkomme et problem, jf. ovenstående eksempel, men opgravning og oplag af reducerede sedimenter kan i sig selv udgøre et alvorligt miljøproblem, idet der hermed åbnes adgang for atmosfærisk ilt til tidligere iltfri, og dermed pyritholdige – lag. Der henvises i øvrigt til eksempel 1 og 2 i afsnit 3.4.

8 KONKLUSIONER

Den udførte gennemgang viser, at der i de fleste tilfælde er ingen eller kun små kvalitative påvirkninger af grundvandskvaliteten, både under og efter råstofindvinding.

Det gælder generelt, at fjernelse af overjorden medfører forøget sårbarhed af grundvandet overfor både nitrat og pesticider, men i selve indvindingsfasen tilføres der ikke sådanne stoffer ovenfra, og det er efterfølgende muligt at undgå en forøget forureningspåvirkning af det øvre grundvand.

Det er imidlertid vigtigt at undgå tilløb af forurenede vand fra tilstødende arealer i indvindingsfasen, idet drænvand og overfladevand fra nitrat- og pesticid-belastede arealer medfører at det blotlagte grundvand påvirkes med disse stoffer.

I kystnære områder kan der være risiko for optrækken af salt grundvand. Det samme gælder generelt for lavtliggende områder, hvor der forekommer salt grundvand.

Den største risiko for påvirkning af grundvandskvaliteten vurderes ubetinget at udgøres af pyritoxidation, som især kan finde sted, hvis tidligere vandmættede og reducerede sedimenter udsættes for atmosfærisk ilt. Pyritoxidation medfører altid frigivelse af sulfat, og hertil ofte en eller flere af de følgende påvirkninger af grundvandskvaliteten:

- Forsuring af grundvandet
- Frigivelse af nikkel og arsen
- Frigivelse af jern og/eller okkerudfældning

Det er særligt vigtigt at undgå at placere opgravede reducerede sedimenter over grundvandsspejlet, eksempelvis i volde omkring udgravningen. Herudover bør man så vidt muligt minimere afsænkningen af grundvandsspejlet ved råstofindvinding under grundvandsspejlet på Weichsel moræneflader.

Endelig bør der ikke graves råstoffer, hvis der er risiko for at "kortslutte" forskellige grundvandsmagasiner ved gennemgravning af et adskillende lavpermeabelt lag.

8.1

Best practice og anbefalinger for begrænsning af råstofindvindingens kvalitative påvirkninger på grundvandet

I forbindelse med råstofindvinding er der mulighed for at begrænse den kvalitative påvirkning af grundvandet.

Herunder følger en række anbefalinger:

Generelt

- Tilløb af forurenede vand fra tilstødende arealer kan undgås ved, at der rundt om råstofgraven etableres drængrøfter hvor nedsivningen af overfladevand kan foregå. Alternativt kan der etableres volde som blokerer for tilløbet og bag hvilke nedsivningen kan foregå. Det er desuden vigtigt, at drænen som leder vand til graven fjernes.
- Det sikres, at der ikke sker kortslutning af forskellige grundvandsmagasiner ved gennemgravning af lavpermeable lag ved at identificere, om der findes adskillende lavpermeable lag, og herudfra sætte vilkår til maksimal gravedybde.
- Ved risiko for optrængning af saltvand er det vigtigt at være opmærksom på, at mindske afsænkningen af grundvandet – se notat om kvantitative påvirkninger.

Mindske sårbarhed overfor pesticider og nitrat

- Den resulterende sårbarhed overfor pesticider og nitrat formindskes ved at udlægge det oprindelige muldlag over arealet. Skal der efterbehandles til jordbrugsformål, er det således vigtigt at muldjorden ikke bortsælges.

Den rent mineralske del af overjorden har i den forbindelse mindre betydning.

Hvis det er muligt, skal råstofindvindingen planlægges således, at det afrømmede muld udlægges direkte på det areal, der skal efterbehandles.

Såfremt der skal ske en opbevaring af den oprindelige muldjord, skal dette ske på en sådan måde, at muldjorden ikke nedbrydes. Særligt skal man være opmærksom på følgende at muldjorden (muldlaget udgør typisk de øverste 30 cm) ikke blandes med andre sedimenter.

Mindske pyritoxidation

- Potentialet for pyritoxidation kan afklares i forbindelse med nye og eksisterende råstofindvindinger. Potentielle indikatorer omfatter
 - o synlige sulfid mineraliseringer, f.eks. mørkgrå-sorte aflejringer og belægninger på sedimentkorn.
 - o synlige indikationer på sulfidoxidation, f.eks. rødfarvede belægninger på sedimentkorn.
 - o lugt af svovl eller svovlbrinte
- Opgravet reduceret overjord bør så vidt muligt placeres under grundvandsspejlet for at minimere oxidation af pyrit.
- Begrænsning af perioden, hvor reducerede materialer er udsat for oxidationsmidler (ilt eller nitrat).
- Ved fund af indlejrede reducerede sedimenter, f.eks. lerrevler, tørvelag mv. skal disse i videst muligt omfang placeres under grundvandsspejl, eller alternativt så dybt i graven som muligt. De bør under ingen omstændigheder placeres øverst sammen med muldlaget.
- I forbindelsen med råstofindvinding under grundvandsspejlet bør der så vidt muligt arbejdes på at mindske sænkningen - se notat om kvantitativ påvirkning grundvandet.

9

REFERENCER

- /1/ GEUS, 2009: Grundvandsovervågning 2009 – Grundvand. Status og udvikling 1989-2008.
- /2/ Forslag til Vandplan, Hovedopland 4.1 Kruså/Vidå. Høring, oktober 2010.
- /3/ Appelo, C.A.J. og Postma, D. 2005. Geochemistry, groundwater and pollution. 2. udg., Balkema.
- /4/ GEUS, 2009: Vurdering af danske grundvandsmagasiners sårbarhed overfor vejsaltning.
- /5/ Arildskov, N.P., 2002: Pesticider i jord og grundvand. Vand og Jord, nr. 3, september 2002, s. 85-88.

- /6/ Harrar, B. og Nilsson, B. 2001. Karakterisering af 3-D strømning og transport i sprækket moræner: Design af systemer til grundvandsmonitoring. I: Sprækker i moræner. Hvordan den nye viden kan anvendes. GeoCenter København og Amternes Videncenter for jordforurening, kap. 3, s. 25-30.
- /7/ Klint, K.E.S. og Gravesen, P. 2001. Sprækker i moræner i Danmark: Oprindelse, betydning og udbredelse. I: Sprækker i moræner. Hvordan den nye viden kan anvendes. GeoCenter København og Amternes Videncenter for Jordforurening, kap. 2, s. 7-23.
- /8/ Holm, J., Baumann, J. og Jørgensen, P.R. 2001. Bestemmelse af mobilt porøvid og kalibrering af sprækkemodel ved laboratorieforsøg. I: Sprækker i moræner. Hvordan den nye viden kan anvendes. GeoCenter København og Amternes Videncenter for Jordforurening, kap. 5, s. 41-51.
- /9/ Arildskov, N.P., 2003: Pesticiders mobilitet. Vand og Jord, nr. 4, december 2003, s. 144-146.
- /10/ Miljøstyrelsen, 1995: Modelling of Leaching of Pesticides – PESTLA and MACRO. Environmental Project No. 310.
- /11/ Miljøstyrelsen, 2005: Nitratreduktion i den umættede zone. Miljøprojekt nr. 1023.
- /12/ Haunstrup Brunkulslejer. Skov- og Naturstyrelsen. Feldborg Statskovdistrikt.
- /13/ Miljøstyrelsen, 2003: GeoProc manual, version 2.2.
- /14/ Kjøller, C. & Larsen, F. 2007. Årsager til arsen i grundvandsressourcen. ATV møde: Arsen i grundvand og drikkevand, Helnan Marselis Hotel, 3. oktober 2007.
- /15/ Odense Vandselskab. 2003. Teknisk rapport for kildepladsprojekt Eksercermarken.
- /16/ Miljøstyrelsen, 1990. Atmosfærisk nedfald af næringsalte i Danmark. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen, Nr. A6, 1990.