



RAPPORT LNR 4603-2002

Ny E18 på strekningen Dyreparken-Timenes i Vest-Agder

Vurdering av konsekvenser for
vannmiljøet



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Ny E18 på strekningen Dyreparken-Timenes i Vest-Agder Vurdering av konsekvenser for vannmiljøet	Løpenr. (for bestilling) 4603-2002	Dato Desember 2002
	Prosjektnr. Undernr. O-21853	Sider Pris 25
Forfatter(e) Kaste, Øyvind Bækken, Torleif	Fagområde Utviklingsarbeide	Distribusjon Fri
	Geografisk område VAG	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens Vegvesen Vest-Agder	Oppdragsreferanse Asbjørn Heieraas
--	--

Sammendrag

Konsekvensene av ny E18 på strekningen Dyreparken-Timenes i Vest-Agder er vurdert i forhold til vannmiljøet i tre vannforekomster (Barselvannene, bekk til Vesvann og Timenesbekken). Konsekvensvurderingene i rapporten innbefatter a) en generell beskrivelse av dagens situasjon (angivelse av verdi), b) en beskrivelse av tiltakets omfang i forhold til resipientenes sårbarhet og c) en samlet vurdering av konsekvenser ved planlagt utbygging. Den samlede konsekvensen av veiutbyggingen er vurdert som "liten negativ" i Barselvannene og i bekken til Vesvann, men "stor negativ" i Timenesbekken. Det er foreslått generelle og spesielle avbøtende tiltak for anleggs- og driftsfasen av prosjektet, og dersom disse blir gjennomført vil konsekvensen av utbyggingen kunne reduseres fra "stor negativ" til "middels negativ" i Timenesbekken.

Fire norske emneord 1. Vassdrag 2. Vegbygging 3. Konsekvensanalyse 4. Avbøtende tiltak	Fire engelske emneord 1. Watercourse 2. Road construction 3. Consequence analysis 4. Abatement measures
---	--


 Øyvind Kaste
 Prosjektleder


 Brit Lisa Skjelkvåle
 Forskningsleder
 ISBN 82-577-4263-5


 Jens Skei
 Forskningsdirektor

Ny E18 på strekningen Dyreparken-Timenes i Vest-Agder

Vurdering av konsekvenser for vannmiljøet

Forord

I forbindelse med planer for ny E18 på strekningen fra Aust-Agder grense til Timenes er det behov for konsekvensutredning av utbyggingen på strekningen Dyreparken-Timenes. NIVA ble bedt om å utarbeide prosjektforslag for utredning av konsekvensene for vannmiljøet i begynnelsen av november 2002. Prosjektforslaget datert 12. november ble akseptert dagen etter, og befaring av området ble gjennomført av Torleif Bækken og Øyvind Kaste 14. november.

Vurderinger av Timenesbakkens egnethet for sjøaure er gjengitt fra Kristiansand kommunes naturbase med velvillig tillatelse fra Trond Johanson. Per Qvalben, Asplan Viak Sør AS, takkes for å stilt kartmateriale til disposisjon og for teknisk informasjon knyttet til veiplanene.

Koordinator for utredningsarbeidet har vært Øystein Aalen, SMS Landskap. Han har også fungert som vår kontaktperson i forhold til vår formelle oppdragsgiver, som har vært Statens Vegvesen Vest-Agder.

Grimstad, desember 2002

Øyvind Kaste

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
1.1 Influensområde	6
1.2 Utredningsprogram	7
1.3 Metoder	7
2. Vurdering av dagens tilstand og verdi	9
2.1 Barselvatn	9
2.2 Bekk til Vesvann	9
2.3 Timenesbekken	10
2.4 Samlet vurdering av dagens tilstand	11
3. Vurdering av omfang	12
3.1 Påvirkninger i anleggsfasen	12
3.2 Påvirkninger i driftsfasen	12
3.3 Barselvannene	12
3.4 Bekk til Vesvann	13
3.5 Timenesbekken	13
4. Konsekvensvurdering	15
5. Anbefalinger om avbøtende tiltak og effektoppfølging	16
5.1 Tiltak mot forurensning	16
5.2 Valg av tekniske løsninger	16
5.3 Kontroll og overvåking	17
6. Referanser	18
Vedlegg A. Generelt om påvirkninger i anleggs- og driftsfasen	20
A1. Anleggsfasen	20
A2. Driftsfasen	22
Vedlegg B. Generelt om tiltak mot utslipp til vann	23
B1. Tiltak mot forurensning i anleggsfasen	23
B2. Tiltak mot forurensning i driftsfasen	25

Sammendrag

Denne konsekvensutredningen omfatter ny E18 fra Dyreparken til Timenes i Kristiansand kommune. Det vil bli en såkalt smal firefelts vei, som stort sett vil gå langs eksisterende E18 på den aktuelle strekningen, men med en utvidelse i bredden. I tillegg vil det etableres en parallellvei langs E18 mellom Sørlandscenteret og Timenes. Den nye E18-traséen mellom Dyreparken og Timenes vil hovedsakelig berøre tre vassdrag: (1) øverste del av Ånavassdraget (Barselvannene), (2) øverste del av nedbørfeltet til drikkevannskilden Vesvann og (3) Timenesbekken. Målet med denne utredningen er å vurdere konsekvensene av utbyggingen på vannmiljøet i de tre vannforekomstene, både i anleggsfasen og driftsfasen.

Vannforekomster som vil bli berørt av utbyggingen er undersøkt ved befarings, hvor mulig omfang av ulike påvirkningstyper og vannforekomstenes sårbarhet overfor disse ble vurdert. Konsekvensvurderingene i rapporten innbefatter a) en generell beskrivelse av dagens situasjon (angivelse av verdi), b) en beskrivelse av tiltakets omfang i forhold til resipientenes sårbarhet og c) en samlet vurdering av konsekvenser ved planlagt utbygging.

I verddivurderingene er det spesielt lagt vekt på vannforekomstenes status som vernet vassdrag (Barselvatn/Ånavassdraget), reserve-drikkevannskilde (Vesvann) og viktig sjøaurebekk (Timenesbekken). Barselvannene er derfor gitt "stor verdi", mens bekken til Vesvann og Timenesbekken er gitt "middels verdi". Omfanget av inngrep i forhold til lokalitetenes sårbarhet er betraktet som "lite/middels" i Barselvatn og bekken til Vesvann, men "middels/stort" i Timenesbekken. Den samlede konsekvensen av veiutbyggingen er derfor vurdert som "liten negativ" i Barselvannene i bekken til Vesvann, men "stor negativ" i Timenesbekken. Dersom alle lokalitetene betraktes under ett, vil den samlede konsekvensen for vannmiljøet kunne karakteriseres som "middels negativ".

Det er foreslått generelle avbøtende tiltak for anleggs- og driftsfasen av prosjektet og anbefalt anlegging av et sedimentasjonsbasseng/fordrøyningsbasseng i Timenesbekken for å avlaste den nedre, sjøaureførende strekningen i forhold til partikkeltransport og episodiske forurensninger. Dersom de anbefalte tiltakene blir gjennomført, vil konsekvensen av utbyggingen kunne reduseres fra "stor negativ" til "middels negativ" i Timenesbekken.

1.2 Utredningsprogram

I forbindelse med planer for ny E18 på strekningen Aust-Agder grense til Timenes skal det gjennomføres en konsekvensutredning (KU), blant annet med tanke på vannmiljøet i området. Konsekvensene for vannmiljøet på strekningen fra Aust-Agder grense til Dyreparken er tidligere vurdert i forbindelse med KU for parsellen Nørholm-Dyreparken (Kaste m.fl. 1997a). I denne utredningen legges det derfor vekt på vannmiljøet på strekningen Dyreparken-Timenes. Dette er et deltema innenfor Naturmiljø og Georessurser/vannressurser i konsekvensutredningen. Målet med denne utredningen er å vurdere konsekvensene av utbyggingen på vannmiljøet i de tre vannforekomstene som er nevnt ovenfor, både i anleggsfasen og driftsfasen.

1.3 Metoder

Innhenting av informasjon / befaring

Kartmateriale med angivelse av vegtraseer med tydelig angitte kryssingspunkter for vann og vassdrag ble framskaffet av oppdragsgiver. Kartene er blitt brukt til å stedfeste områder som er utsatt for påvirkninger under utbyggings- og driftsfasen. De har videre vært grunnlag for feltbefaringen der potensielt berørte vannforekomster har blitt besøkt. Skriftlig og muntlig informasjon er innhentet fra Kristiansand kommune ved Trond Johanson, (verdier i Timenesbekken, uttak fra kommunens naturbase) og Nils Johann Stølen (drikkevannsinteresser knyttet til Vesvann).

Vannforekomster som vil bli berørt av utbyggingen ble undersøkt ved befaring den 14.11.02. Mulig omfang av ulike påvirkningstyper og vannforekomstenes sårbarhet overfor disse ble vurdert. Dette gjaldt i første rekke fysiske påvirkninger av vannløp, mulige virkninger av avrenning fra massedeponier/fyllinger, forurensning fra anleggsområder og forurensning ved drift av veggen. Det ble også foretatt en grov karakterisering av vannkvalitet (pH, ledningsevne) og bunndyrsamfunn på utvalgte bekkestrekninger.

Konsekvensvurdering

Konsekvensvurderingene er basert på retningslinjene som er gitt i håndbok 140 fra Statens Vegvesen (1995). Dette innbefatter a) en generell beskrivelse av dagens situasjon (angivelse av verdi), b) en beskrivelse av tiltakets omfang i forhold til resipientenes sårbarhet, og c) en samlet vurdering av konsekvenser ved planlagt utbygging.

Verdi (dagens tilstand) er vurdert ut fra innhentet skriftlig og muntlig informasjon samt feltbefaringen. Verdien er angitt skjønnsmessig ved en tredelt skala (Statens vegvesen 1995). Følgende kriterier er lagt til grunn:

Liten verdi (tallverdi 1) anvendes dersom det ikke er knyttet vesentlige interesser til lokaliteten, hverken naturfaglig eller i brukersammenheng.

Middels verdi (tallverdi 2) anvendes dersom lokaliteten er vernet og vernebestemmelsene angir lokal eller regional verdi. Denne kategorien brukes også dersom det ansees at lokaliteten er viktig i lokal eller regional sammenheng når det gjelder vannkjemi/biologi, selv om lokaliteten ikke er vernet eller har et svakt vern. Kategorien brukes også dersom lokaliteten har stor bruksverdi, f.eks. er drikkevannskilde/jordvanningskilde for et lokalt eller regionalt område.

Stor verdi (tallverdi 3) anvendes dersom lokaliteten er vernet og vernebestemmelsene angir nasjonal verdi. Denne kategorien brukes også dersom det ansees at lokaliteten er viktig i nasjonal sammenheng når det gjelder vannkjemi/biologi, selv om lokaliteten ikke er vernet eller har et svakt vern.

Tiltakets omfang (i forhold til resipientenes sårbarhet) er gitt vekting etter en femdelt skala med tallverdier gitt i parentes (Statens vegvesen 1995):

++	(2)	Stort positivt omfang
+	(1)	Middels positivt omfang
0	(0)	Lite/intet omfang
-	(-1)	Middels negativt omfang
--	(-2)	Stort negativt omfang

Konsekvensen for lokaliteten blir definert utfra verdi og omfang, og framkommer ved å multiplisere tallverdiene for disse. Den samlede konsekvensen uttrykkes ved hjelp av en nidelt skala (Statens vegvesen 1995):

++++	(4)	Meget stor positiv konsekvens
+++	(3)	Stor positiv konsekvens
++	(2)	Middels positiv konsekvens
+	(1)	Liten positiv konsekvens
0	(0)	Ubetydelig/ingen konsekvens
-	(-1)	Liten negativ konsekvens
--	(-2)	Middels negativ konsekvens
---	(-3)	Stor negativ konsekvens
----	(-4)	Meget stor negativ konsekvens

2. Vurdering av dagens tilstand og verdi

2.1 Barselvatn

Generell informasjon

Barselvatn er delt i to av dagens innkjøring fra E18 til Sørlandssenteret. Det øvre (og minste) bassenget ligger i et dalsøkk mellom E18 og Sørlandssenteret og utløpet mot det nedre Barselvatn går sannsynligvis gjennom kulvert under vann eller diffust gjennom steinfyllingen som deler de to bassengene. Barselvatn ligger i øvre del av Ånavassdraget (5.3 km²) som renner ut innerst i Kvåsefjorden. Barselvatn (nedre basseng) er omkring 16 meter dypt, har et innsjøareal på 0.026 km² og et nedbørfelt på 0.61 km² (Kaste 2002). Dybdeforholdene i det øvre bassenget er ikke kjent.

Vannkjemiske forhold

Barselvatn og Ånavassdraget er relativt godt undersøkt fra tidligere (Hindar 1990, Kaste m.fl. 1995, Kaste og Håvardstun 1998, Kaste 2002). Bare den første av disse undersøkelsene (Hindar 1990) inkluderte vannkjemiske data fra selve Barselvatn. Disse viste at innsjøen kunne være inne i en kritisk fase mht. overgjødning. Undersøkelser i 2000/2001 viste at hovedtilløpsbekken, som kommer i rør under E18 fra Dyrepark-området hadde høye konsentrasjoner av næringssalter (Kaste 2002). Barselvatn er ikke spesielt belastet av forurening, men etter utsprenging av kisholdig berggrunn i to omganger i perioden 1988-1994 ble det registrert sterkt sur avrenning til Ånavassdraget nedstrøms Barselvatn (Hindar 1990, Kaste m.fl. 1995). Øvre Barselvatn kan muligens være påvirket av forurenset snø fra parkeringsarealene omkring Sørlandssenteret (snøen dumpes i skråningen ned mot vannet) og saltavrenning fra dagens E18. Dette er foreløpig ikke undersøkt nærmere. Under befaringen den 14.11.02 ble det målt en konduktivitet (saltinnhold) på 14.0 og 14.5 mS/m i hhv. Øvre og Nedre Barselvatn. Dette er høyere enn det en vil forvente i uberørte skogstjern i dette området.

Biologiske forhold

Ånavassdraget var tidligere regnet som den beste sjøaurebekken i Høvåg (Kaste m.fl. 1997b). Sjøauren kan gå opp til utløpet av Rossevatn, som ligger et par km nedstrøms Barselvatn. I de senere år er det kommet Gullvederbuk i Barselvatn. Dette er en karpefisk som potensielt kan være en næringskonkurrent til voksen aure. Ånavassdraget hadde det høyeste antallet steinfluearter og det høyeste totalantall bunndyrarter/grupper i en undersøkelse av 13 sjøaurebækker i Lillesand i 1996/97 (Kaste m.fl. 1997b).

Brukerinteresser

De viktigste brukerinteressene er trolig rekreasjon, fiske og naturvern (se nedenfor).

Vernestatus

Ånavassdraget er varig vernet mot kraftutbygging (verneplan IV) og har tilhørende rikspolitiske retningslinjer (RPR) for bruk.

2.2 Bekk til Vesvann

Generell informasjon

Dagens E18-trase berører kun en liten del (ca 0.1 km²) av det ca 2.8 km² store nedbørfeltet til Vesvann. Innsjøen har i dag status som reserve-drikkevannskilde. Denne øvre delen av nedbørfeltet består i hovedsak av diffus avrenning fra arealene omkring dagens E18, samt en drengroft som starter omlag 50 meter fra veien. Denne drengrofta fører over i Ravnåstjønna, som igjen drenerer videre via flere småvann ned mot Vesvann. Dybdeforholdene i Ravnåstjønna er ikke kjent.

Vannkjemiske forhold

Det foreligger ikke vannkjemiske data fra den aktuelle bekken som drenerer ned mot Vesvann. Feltnmålinger som ble foretatt under befaringen viser at vannet i drenggrøfta var moderat surt (pH 5.5) og med en konduktivitet (saltinnhold) på 5.3 mS/m. Vannet hadde en svakt brun farge som viser at det er påvirket av humus (naturlig organisk materiale som blant annet lekker fra myrer). I og med statusen som reserve-drikkevannskilde tas det rutinemessig prøver av vannet, blant annet med tanke på hygienisk vannkvalitet (Nils Johann Stølen, Kr.sand kommune, pers. medd.). Innhold av metaller og organiske miljøgifter i sediment er undersøkt i Vesvann i forbindelse med en landsomfattende innsjøundersøkelse (Rognerud og Fjeld 1997ab). Denne viste noe forhøyede konsentrasjoner i bunnsedimentet, noe som sannsynligvis skyldes en kombinasjon av langtransporterte forurensninger og lokale industriutslipp (vesentlig fra Kristiansand-området)

Biologiske forhold

Det foreligger ingen biologiske data fra den aktuelle bekken. Det ble foretatt en overfladisk registrering av bunndyr i drenggrøfta oppstrøms Ravnåstjønnna, men på grunn av sterkt organisk bunnssubstrat (gjørmebunn) ble det funnet svært få eller ingen dyr.

Brukerinteresser

Vesvann har en meget sterk brukerinteresse knyttet til vannets status som reserve-drikkevannskilde. Nedbørfeltet er ikke klausulert (Nils Johann Stølen, Kr.sand kommune, pers. medd.), men pga. drikkevannsinteressene vil det likevel være sterke restriksjoner i forhold til all bruk som kan medføre inngrep eller forurensning. Aktuelle brukerinteresser i det lokale området omkring Ravnåstjønnna er trolig friluftliv (skogsvei/gangsti fra Timenes) og noe fiske (fiskestatus ikke kjent).

Vernestatus

Ingen spesiell, bortsett fra forholdene knyttet til Vesvann som reservedrikkevannskilde. Det er diskutert innføring av et strengere vern av nedslagsfeltet, men dette er ennå ikke tatt stilling til (Trond Johanson, Kr.sand kommune pers. medd.).

2.3 Timenesbekken

Generell informasjon

Timenesbekken har utspring øverst oppe i Timenesbakken og følger nordsiden av dagens E18 ned til Timeneskrysset. Denne strekningen er preget av veksling mellom bratte strykstrekninger og flatere partier. Flere sidegreiner kommer inn både fra sørsiden av E18 og fra Lauvåsen-området. Bekken går under Kjevikeveien i kulvert (diam. ca 1.5 m) og fortsetter på nordsiden av E18 i ca. 100 meter (kunstig anlagt bekkeløp) før den går i lang kulvert (diam. ca 1.5 m) under E18 og renner videre langs Timenes-jordene til Drangsvannet. Det totale nedbørfeltet ned til kryssingen av Kjevikeveien er ca. 1.0 km² mens det er ca 1.7 km² ved utløpet i Drangsvannet. (sistnevnte areal er meget usikkert pga. uklar drenering på de flate jordene ved Nedre Timenes, samt fra tettbebyggelsen i Hånes-området).

Vannkjemiske forhold

Det foreligger trolig få eller ingen vannkjemiske data fra bekken. Feltnmålinger som ble foretatt under befaringen viser at den øvre del (prøvepunkt omtrent midt i Timenesbakken) ikke var nevneverdig påvirket av forurensning (pH 6.4). Konduktiviteten på dette prøvepunktet var 13.4 mS/m, noe som viser at vannet var relativt rikt på oppløste salter. Både pH og ledningsevne økte (pH 6.8, kond. 15.1 mS/m) ned mot Timeneskrysset, som ligger under marin grense. Det var ingen synlige kilder til forurensning i den øvre delen. Omtrent midt i Timenesbakken kom det imidlertid inn en bekk under E18 som var preget av jernutfellinger (oker). Det er ikke kjent om dette skyldes vannets kontakt med veifyllingen (ingen kulvert synlig) eller om bekken var påvirket av forurensninger fra næringsparken på sørsiden av E18. Det antas at bekkens næringsstatus øker betydelig på den jordbruksdominerte strekningen fra Timeneskrysset og ned til Drangsvannet.

Biologiske forhold

Den gode vannkvaliteten i Timenesbekken gir et godt potensielt grunnlag for en rik bunnfauna med stort biologisk mangfold. Bunnfaunaen ble bare overfladisk registrert under feltbefaringen den 14. november. Det ble imidlertid registrert forsurningsfølsomme individer av slekten Baetis, både oppstrøms og nedstrøms Timeneskrysset. Bekken er av Kristiansand kommune karakterisert som en enestående god sjøaurebekk, med gode gyteforhold og stor yngelproduksjon. Gytetrekningene er på flere hundre meter, og disse kan forbedres ytterligere ved enkle tiltak som tilplanting av kantvegetasjon, etc. (kilde: Kristiansand kommunes naturbase). Sjøauren kan gå opp til foss omkring 100 meter ovenfor Kjevikeveien. Det vil kreve omfattende anlegg å få fiskepassasje forbi dette vandringshindret, og den ovenforliggende strekningen kan trolig ikke forsvare dette (kilde: Kristiansand kommunes naturbase).

Brukerinteresser

De antatt viktigste brukerinteressene fiske (gyte- og oppvekstområdet for sjøaure) og rekreasjon (skogsvei/gangsti langs bekken fra Timenes). Bekken kan potensielt utnyttes til jordbruksvanning om sommeren.

Vernestatus

Ingen spesiell vernestatus, men den høye verdien som sjøaurebekk (se over) bør vektlegges ved forvaltning av denne lokaliteten. En smal sone ved Drangsvannene er definert som LNF-område (områder med spesielle landbruks-, naturvern- eller friluftsinnteresser) i kommuneplanen (kilde: Kristiansand kommunes naturbase).

2.4 Samlet vurdering av dagens tilstand

En samlet vurdering av dagens tilstand er gitt i **Tabell 1** nedenfor.

Tabell 1. Lokalteter som kan påvirkes av utbyggingen. Vernestatus, viktige brukerinteresser og verdi plassering angitt. "Verneplan IV" angir resipienter vernet i henhold til verneplan IV mot vassdragsregulering. "Vern", "biol", "jord", "drikke", "fisk", "rekr" angir at det er nyttet interesser til henholdsvis naturvern, biologisk mangfold, jordvanning, bading, drikkevann, fiske og rekreasjon i de ulike områdene. Antatt viktigste brukerinteresse er uthevet.

Lokalitetsnavn	Vernestatus	Interesser	Verdi
Barselvannene	Verneplan IV	vern /biol/fisk/rekr	Stor (3)
Bekk til Vesvann	*)	drikke /fisk/rekr	Middels (2)
Timenesbekken		fisk /biol/jord/rekr	Middels (2)

*) Reservedrikkevannskilde

3. Vurdering av omfang

3.1 Påvirkninger i anleggsfasen

Anleggsvirksomhet i forbindelse med veiutbygging kan medføre betydelige inngrep i naturen og påvirke nærliggende vassdrag. Forurensningsbelastningen vil generelt dreie seg om:

1. Partikkelforurensning som følge av utgraving, sprenging, knusing, massedeponier, m.m. Skadepotensialet avhenger av bergart.
2. Nitrogenavrenning fra sprengstoffrester (massedeponier/fyllinger med sprengstein).
3. Metallavrenning fra boreslam og sprengstein. Avrenningspotensialet avhenger av metallinnholdet i bergarten.
4. Sur avrenning og utvasking av metaller som følge av blottlegging av sulfidholdige mineraler eller drenering av myrer. Denne påvirkningen er varig om ikke tiltak foretas.
5. Oljespill fra anleggstrafikk og riggområder.

I tillegg kommer fysiske inngrep i naturen som kan innvirke på vannkvalitet og biologiske forhold. Dette kan være steinsetting av strandkanter, kanalisering, bekkelukking, plassering av brukar, utforming og plassering av rør og kulverter samt innsnevring eller avstengning av vannløp. Det forutsettes at anleggsbrakker har lukkede vann og kloakksystemer som ikke direkte tilføres vannkildene, men kjøres bort med tankbil eller knyttes til renseanlegg. En mer detaljert oversikt over de ulike påvirkningstypene i anleggsfasen er gitt i **Vedlegg A1**.

3.2 Påvirkninger i driftsfasen

Avrenningsvann fra veg vil være forurenset. Det er særlig to typer av forurensning som vil ha betydning for situasjonen i vassdraget: a) salting og b) forurensning fra vegbane og trafikk (veislitasje, dekkslitasje, bilslitasje, oljesøl, spylevæske, vaskemidler, avgasser m.m., i løst form og bundet til partikler). Ved nedbør på tette flater vil avrenningen til resipientene skje momentant. En mer detaljert oversikt over de ulike påvirkningstypene i anleggsfasen er gitt i **Vedlegg A2**.

3.3 Barselvannene

Influensområder

Deler av nedbørfeltet til Øvre og Nedre Barselvatn, trolig med størst påvirkning av det øvre bassenget. Utvidelsen vil medføre noe sprenging (utvidelse av skjæringer) og utfylling. Lokalisering av evt. midlertidige massedeponier er ikke kjent.

Anleggsfasen

Fysiske inngrep: Strandsonene i Øvre og Nedre Barselvatn vil ikke bli berørt mer enn de er i dag. Dette gjelder også bekker som leder inn mot innsjøene.

Forurensninger: Den relative andelen av avrenningsvann fra veibanen vil øke pga. økt veiareal. Veivannet vil slippes ut i vannsig og bekker med jevne mellomrom, der det passer (Per Qvalben, pers. medd.). Dette vil trolig i størst grad påvirke Øvre Barselvatn (som har minst brukerinteresser av de to bassengene). Sprenging og utfylling vil føre til noe økt transport av partikler, nitrogen og metaller. Det er få bekker/vannsig omkring E18-traseen i dette området og potensialet for f.eks. partikkeltransport til Barselvannene er derfor relativt liten. Det bør likevel foretas en ny vurdering av antatt forurensningsbelastning og eventuelle behov for tiltak (f.eks. etablering av sedimentasjonsbasseng for partikler) under reguleringplanfasen, når omfanget av inngrepet er mer avklart.

Driftsfasen

Forurensninger: Økt veiareal vil føre til økt saltavrenning til innsjøene. Vann med høyt saltinnhold vil på grunn av sin tetthet (tyngde) synke til bunns i innsjøene og i verste fall hindre naturlig sirkulasjon av vannmassene. I så fall vil det saltrike bunnvannet raskt bli oksygenfritt og ”råttent”. Det antas at Øvre Barselvatn vil være mest sårbar i forhold til saltanrikning, i og med at E18 går langs store deler av nedbørfeltet og bassenget dessuten ligger relativt skjermet for vindpåvirkning. Scenariet ovenfor er lite sannsynlig, iallfall på kort sikt, men det kan likevel være verdt å undersøke innsjøens saltinnhold (både overflatevann og bunnvann) år om annet (se kapittel 5.3).

Vurdering av omfang

Lite/middels (tallverdi -0.5)

3.4 Bekk til Vesvann

Influensområder

Øvre del av nedbørfeltet til Vesvann avskjæres av eksisterende E18. En utvidelse i bredden vil potensielt kunne øke påvirkningen av feltet. Det er imidlertid planer om en jordvoll langs den nye E18 som skal avskjære avrenningen mot Ravnåstjønnna og lede denne mot Timenesbekken (Per Qvalben, pers. medd.). En parallellvei fra Timenes til Sørlandssenteret (beregnet på busstrafikk), vil imidlertid tangere bekken som drenerer mot Ravnåstjønnna. Utvidelsen av E18 og etableringen av ny parallellvei vil medføre noe sprenging og utfylling. Lokalisering av evt. midlertidige massedeponier i forbindelse med dette er ikke kjent.

Anleggsfasen

Fysiske inngrep: Den planlagte jordvollen vil medføre en mindre reduksjon av nedbørfeltet til Ravnåstjønnna og Vesvann. Hverken E18 eller planlagt parallellvei vil komme i direkte fysisk kontakt med bekker eller vann.

Forurensninger: Før den planlagte jordvollen blir etablert kan det bli noe diffus transport av partikler, nitrogen og metaller inn mot Ravnåstjønnna under anleggsfasen. Transporten av partikler og forurensninger antas imidlertid å bli liten i og med at det er lite avrenning (ingen åpen bekk) fra selve vegparsellen og mye vil holdes tilbake i jordsmonnet. Etableringen av ny parallellvei (inkl. rundkjøring) nær drenggrøft til Ravnåstjønnna kan imidlertid representere en viss lokal forurensningsrisiko. Påvirkningen på Vesvann antas imidlertid å bli minimal, i og med den lange avstanden og flere mellomliggende småvann. En bør likevel forsøke å minimalisere forurensningsfaren jfr. anbefalingene i kapittel 5.

Driftsfasen

Forurensninger: Med den planlagte jordvollen langs ny E18 vil avrenningen og dermed forurensningstransporten mot Ravnåstjønnna bli minimal. Direkte forurensning fra vei vil dermed i første rekke være knyttet til den nye parallellveien, og denne antas å bli mindre enn fra dagens E18.

Vurdering av omfang

Lite/middels (tallverdi -0.5)

3.5 Timenesbekken

Influensområder

Timenesbekken, som går parallelt med dagens E18-trase, vil bli sterkt berørt av veiutvidelsen – spesielt av etableringen av ny parallellvei fra Timenes til Sørlandssenteret. Bekken vil bli direkte

berørt av parallellveien på strekningen oppstrøms Timeneskrysset og indirekte berørt (potensiell transport av partikler og forurensninger) på strekningen nedstrøms.

Anleggsfasen

Fysiske inngrep: Den planlagte veiutvidelsen samt ny parallellvei vil flere steder medføre at bekkeløpet oppstrøms Timenes enten må legges om, eller legges i rør.

Forurensninger: Den nære kontakten mellom planlagt vei/parallellvei og bekkeløpet medfører stor forurensningsfare under anleggsarbeidet. Sprenging, utfylling og omlegging av elveløp vil føre til transport av partikler, nitrogen og metaller med bekken, og i mangel på naturlige fordrøyningsbassenger (tjern/dammer), vil forurensninger raskt bli transportert også til de nedre, sjøaureførende delene av vassdraget. Bunnfaunaen forventes å bli betydelig påvirket både artsmessig og mengdemessig på berørte strekninger. I og med de store inngrepene og bekkens status som sjøaurebekk, bør det gjennomføres tiltak for å begrense negative miljøeffekter under anleggsfasen (se kapittel 5).

Driftsfasen

Forurensninger: Økt veiareal vil føre til økt saltavrenning til bekken. I og med at veivannet vil slippes ut i vannsig og bekker med jevne mellomrom, vil saltbelastningen imidlertid bli jevnet ut over en lengre bekkestrekning. På grunn av stor totalt veiareal innenfor nedbørfeltet, kan det imidlertid ikke utelukkes at biologien i bekken vil kunne påvirkes i noen grad. Forurensning fra veitrafikk vil være avhengig av framtidig biltetthet, og er ikke direkte knyttet til den planlagte utvidelsen av veien.

Vurdering av omfang

Middels/stor (tallverdi -1.5)

4. Konsekvensvurdering

Konsekvenser av veiutbyggingen på resipientene er en kombinert vurdering av 1) resipientenes verdi og 2) tiltakets omfang i forhold til resipientenes sårbarhet. Konsekvensene knyttet til anleggsfasen kan være opptil noen få år etter anleggsslutt. Dette gjelder dog ikke for en del fysiske inngrep, som kan være varige. Effekter og konsekvenser fra driftsperioden avhenger av tilførte forurensninger, både typer og mengder, og vil i prinsippet være så lenge anlegget brukes (se mer om dette i **Vedlegg A**).

Konsekvensene i **Tabell 2** er forutsatt uten avbøtende tiltak. Verdi, omfang og konsekvens for hver lokalitet/resipient er her angitt som tallverdi. Konsekvensene kan reduseres ved hjelp av avbøtende tiltak som er nærmere spesifisert i kapittel 5. Oppsummerende tabell for konsekvenser med og uten tiltak er vist i **Tabell 3**.

Tabell 2. Overordnet konsekvensvurdering for hver vannforekomst som berøres av den planlagte utbyggingen. Tallverdi for verdi, omfang og konsekvens er angitt for hver lokalitet/resipient og for alle lokalitetene samlet (gjennomsnitt). For nærmere forklaring av klassifiseringssystemet, se avsnitt 1.3.

Delstrekning	Lokalitet/resipient	Verdi	Omfang	Konsekvens
Dyreparke-Timenes	Barselvatn (Ånavassdraget)	3	-0.5	-1.5 Liten negativ
Dyreparke-Timenes	Bekk til Vesvann (Ravnåstjønna)	2	-0.5	-1.0 Liten negativ
Dyreparke-Timenes	Timenesbekken	2	-1.5	-3.0 Stor negativ
Samlet (gjennomsnitt)	Alle	2	-1	-2 Middels negativ

Tabell 3. Overordnet konsekvensvurdering **etter gjennomføring av avbøtende tiltak** (se kapittel 5) for hver vannforekomst som berøres av den planlagte veiutbyggingen.

Delstrekning	Lokalitet/resipient	Konsekvens u. tiltak	Konsekvens m. tiltak
Dyreparke-Timenes	Barselvatn (Ånavassdraget)	-1.5 Liten negativ	-1.5 Liten negativ
Dyreparke-Timenes	Bekk til Vesvann (Ravnåstjønna)	-1.0 Liten negativ	-1.0 Liten negativ
Dyreparke-Timenes	Timenesbekken	-3.0 Stor negativ	-2.0 Middels negativ
Samlet (gjennomsnitt)	Alle	-2 Middels negativ	-1 Liten negativ

5. Anbefalinger om avbøtende tiltak og effektoppfølgning

5.1 Tiltak mot forurensning

Partikkeltransport

Dette er først og fremst et problem under anleggsfasen. En bør søke å begrense omfanget av dette ved i størst mulig grad å innarbeide følgende prinsipper i anleggsarbeidet:

- Begrensning av sårarealer
- Avskjæring av overvann fra ovenforliggende arealer
- Unngå erosjon i lange veiskråninger (evt. etablere skrådrenering)
- Sørge for rask vegetasjonsetablering
- Suksessiv ferdigstilling av skjæringer
- Etablere sedimentasjonsbassenger
- Sikring av kulverter og bekkeomlegginger mot erosjon

Tiltakene er nærmere beskrevet i **Vedlegg B**. Det antas at problemet med partikkeltransport vil bli størst i Timenesbekken, i og med at utbyggingen flere steder kommer i direkte berøring med bekkeløpet. For å unngå partikkeltransport til de nedre og sjøauførende delene av bekken bør det vurderes etablert et sedimentasjonsbasseng, for eksempel på dyrka myr/gjengrodd tjern like ovenfor Timeneskrysset. Evt. behov for sedimentasjonsbasseng oppstrøms Barselvannene bør vurderes nærmere under reguleringsplan-fasen.

Annen forurensning

Forurensningstilførsler til vassdragene vil kunne forekomme både i anleggsfasen og i driftsfasen.

Mulige tiltak for å unngå/reducere ulempene kan være:

- Vurdere opprinnelse av sprengstein ved anlegging av veifylling (sulfidholdige bergarter kan gi sur avrenning, tunnelmasse kan gi problemer med ammoniakk-nitrogen i bekker og vann) (se Hindar og Roseth, 2003).
- Sørge for forsvarlig håndtering av potensielt forurensende stoffer fra riggoråder (sanitæravløp, spillolje, drivstoff, kjemikalier, etc.)
- Etablering av fordrøyningsbasseng for å jevne ut topper i saltavrenning (aktuelt i Timenesbekken, jfr. sedimentasjonsbasseng beskrevet over)
- Etablere beredskap mot akutt forurensning (oljeutslipp, tankbilvelt, etc.)

Geologi og Tunnelkontoret i Vegdirektoratet har undersøkt forekomstene av sulfidgneis på strekningen fra Nørholm i Aust-Agder til Timenes i Vest-Agder og fant kun beskjedne forekomster av denne bergarten mellom Dyreparken og Timenes (kun én smal sone i Timenesbakkene). Ny E18 vil ikke medføre sprenging i denne sonen, muligens med unntak an en liten knaus NV for veikanten (Statens Vegvesen Vegteknisk avdeling 2002). En regner derfor ikke med at avrenning fra sulfidholdig berggrunn vil bli noe nevneverdig problem for vannkvaliteten på den berørte strekningen.

5.2 Valg av tekniske løsninger

Bruer og kulverter må utformes slik at den i minst mulig grad hindrer fri vannutskiftning/-vanngjennomstrømning og vandring av vannlevende organismer. På steder med spesiell kant- og strandvegetasjon bør veianlegg o.l. samt bruoder legges inne på land for å skåne strandsonen. På strekninger hvor planlagt veibane vil komme i direkte fysisk kontakt med bekkeløp, bør en så langt som mulig prøve å legge om bekkeløpet, framfor å legge bekken i rør/kulvert over lengre strekninger.

Viktige faktorer i forbindelse med kulverter er diameter, helningsvinkel, bunnforhold og lengde. Det bør fokuseres spesielt på følgende forhold:

- kulverter må alltid legges horisontalt (for å unngå for høy vannhastighet / lite vanddyb ved lave vannføringer),
- kulverter må legges dypt nok til at bunnen av røret ligger lavere enn bekkens vannivå ved utløpet,
- bruk så stor diameter på røret at det kan graves ned i elvegrusen og fylles med naturlig bunnsstrat,
- ved kulvertens utløp bør det anlegges en kulp som gir fisken en velegnet standplass før den skal passere gjennom røret,
- der det legges flere kulverter ved siden av hverandre i samme elveløp, må en kulvert legges litt lavere enn de andre, slik at vannet konsentreres i denne ved lav vannføring.

Lysmiljøet i kulverten er viktig for en del bunndyr, og det er derfor viktig å unngå at kulvertene blir for lange. Dette kan ofte være problem der veitraseene krysser på høye fyllinger. I slike tilfeller bør det vurderes bru, eller evt. kulverter med ekstra stor diameter.

5.3 Kontroll og overvåking

Vannforekomster som planlegges som resipienter for forurensende aktiviteter må overvåkes med hensyn til virkninger på vannkvalitet og vannbiologi under anleggsarbeidet og den nærmeste tiden etter avslutning. Det er viktig at slik overvåking starter før anleggsarbeidene er satt i gang, slik at det finnes en god referansesituasjon.

Forslag til effektoppfølging på strekningen Dyreparken-Timenes:

- Barselvatn: Undersøkelse av dybdeforhold, saltinnhold og nitrogen-konsentrasjon. Vertikale profiler analyseres med noen års mellomrom.
- Ravnåstjønn: Undersøkelse av partikkelkonsentrasjon og nitrogen-innhold før- og under anleggsfasen.
- Timenesbekken: Undersøkelse av partikkeltransport, nitrogen-konsentrasjon, surhet, og bunndyrsamfunn før-, under og etter anleggsfasen.

6. Referanser

- Hindar, A. 1990. Forurensningssituasjonen i vassdrag ved Fritidsparken / Travparken, Kristiansand i 1988-89. NIVA-rapport 2366, 31 s.
- Hindar, A. og Roseth, R. 2003. E18 gjennom sulfidberggrunn i Agder; anbefaling om avbøtende tiltak for å hindre sur avrenning og annen belastning av resipienter. NIVA-rapport 4642, 45 s.
- Kaste, Ø. og Håvardstun, J. 1998. Vannkvalitetsundersøkelse i kystnære småvassdrag i Aust-Agder 1995 og 1997. NIVA-rapport 3865, 38 s.
- Kaste, Ø. 2002. Næringssaltavrenning fra Kristiansand Dyrepark. NIVA-rapport 4475, 14 s.
- Kaste, Ø., Frigstad, O.F. og Hindar, A. 1995. Undersøkelser av avrenning fra sulfidholdige bergarter rundt Travparken/Sørlandshallen i Kristiansand kommune. NIVA-rapport 3314, 33 s.
- Kaste, Ø., Håvardstun, J., Kroglund, F. og Simonsen, J.H. 1997a. E18 Nørholm-Dyreparken. Vurdering av bunnfauna og fiskehabitater i bekker langs planlagte vegtraséer. Statens Vegvesen - Aust-Agder Vegkontor, konsekvensutredning Nørholm-Dyreparken, Temarapport nr. 6, 38 s.
- Kaste, Ø., Håvardstun, J., Kroglund, F. og Simonsen, J.H. 1997b. Vurdering av fiskehabitater og bunnfauna i bekker i Lillesand. NIVA-rapport 3743, 36 s.
- Rognerud, S., Fjeld, E. og Løvik, J.E. 1997a. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. SFT-rapport 712/97, NIVA-rapport 3699, 37 s + vedlegg.
- Rognerud, S., Fjeld, E., Løvik, J.E. og Skotvold, T. 1997b. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 2. Tungmetaller og andre sporelementer. SFT-rapport 713/97, NIVA-rapport 3880, 44 s + vedlegg.
- Statens vegvesen. 1995. Konsekvensanalyser. Del 1. Prinsipper og metodegrunnlag. Håndbok 140, Statens vegvesen, Vegdirektoratet, 140 s.
- Statens vegvesen Vegteknisk avdeling. 2002. Motorveg E18 Grimstad-Kristiansand. Sulfidførende gneisar: Sur avrenning, konsekvensar og avbøtende tiltak. Oppdrag I-279A, rapport nr. 1 (under slutføring).

Referanser fra Vedlegg A og B

- Alabaster, J.S. og Lloyd, R. 1982. Water quality criteria for freshwater fish. Food and agriculture organization of the United Nations. Butterworths, 2. edition, 361 s.
- Bækken, T. 1994. Trafikkforurenset snø i Oslo. NIVA rapport 3131.
- Bækken, T. 1998. Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse. NIVA rapport 3920.
- Bækken, T. 2001. Virkninger av utslipp av tunnelvann på fisk og bunndyr i Mastebekken, Modum kommune. Sluttrapport. NIVA rapport 4287.
- Bækken, T. og Jørgensen, T. 1994. Vannforurensning fra veg- langtidseffekter. Publikasjon nr.73, Statens vegvesen, Vegdirektoratet.
- Bækken, T. og Lien, L. 1997. Drammenselva. Miljøvurdering i forbindelse med utfylling av strandsone ved Mjøndalen. NIVA rapport 3687.
- Bækken, T. og Tjomsland, T. 2001. Trafikkforurenset snø i Drammen sentrum. Konsekvenser av snødumping for vann- og sedimentkvalitet i Drammenselva. NIVA rapport 4460.
- Grande, M. 1987. Virkninger av partikler på fisk. S 71-92 i Partikler i vann. Norsk Limnologforening, Oslo sept 1987.
- Grande, M. 1992. Vassdragsforurensning fra vegtunnelbygging. Stovasshammeren i Snillfjord 1991. NIVA rapport 2802.

- Grande, M. og Iversen, E.R. 1985. Grong gruber A/S. Kontrollundersøkelser i vassdrag 1984. NIVA rapport O-91105.
- Hessen, D.O. 1993. Anleggsarbeid ved Skoddebergvatn. Vannkjemiske og biologiske effekter. NIVA-rapport 2843, 16 s.
- Hessen, D.O. 1992. Uorganiske partikler i vann – effekter på fisk og dyreplankton. NIVA rapport 2787.
- Hessen, D.O., Bjerknes, V., Bækken, T. og Aanes, K.J. 1989. Økt slamføring i Vetlefjordelva som følge av anleggsarbeid. Effekter på fisk og bunndyr. NIVA rapport 2226.
- Hindar, A og Lydersen, E. 2002. Effekt av eksponert og ueksponert sulfidberggrunn på vannkvalitet langs planlagt E18-trasé mellom Lillesand og Kristiansand. NIVA-rapport 4493, 41 s.
- Hindar, A. og Roseth, R. 2003. E18 gjennom sulfidberggrunn i Agder; anbefaling om avbøtende tiltak for å hindre sur avrenning og annen belastning av resipienter. NIVA-rapport 4642, 45 s.
- Hindar, A., Lydersen, E. og Kroglund, F. 1992. Ekstreme aluminiumskonsentrasjoner og lav pH i Langedalstjønna i Lillesand kommune. Årsak, virkninger og mulige tiltak. NIVA-rapport nr. 2793, 24 s.
- Jacobsen, P., Grande, M., Aanes, K.J., Kristiansen, H., og Andersen, S. 1987. Vurdering av årsaker til fiskedød hos G.P. Jægtvik A/S. NIVA rapport O-87114.
- Lygren, E. og Gjessing, E. 1984. Highway pollution in a Nordic climate. VA-3/84. NIVA rapport 1603.

Vedlegg A. Generelt om påvirkninger i anleggs- og driftsfasen

A1. Anleggsfasen

Partikkelforurensning

Muligheten for partikkelforurensning av vann og vassdrag er alltid tilstede ved tunneldriving, massedeposering og annen anleggsvirksomhet. Effektene på bekker, elver og innsjøer kan variere sterkt, fra dramatisk tilslamming med utstrakt fiskedød, til minimale effekter hvor skadelige virkninger knapt kan registreres. Det er i prinsippet snakk om to typer partikler med forskjellig skadepotensiale:

1. Nydannede skarpe, flisige eller nåleformede partikler fra sprengning, tunneldriving og knusing. Partikkeltypen avhenger av bergarten. Flisige og nåleformede partikler har vist seg å kunne gi skader ved forholdsvis lave konsentrasjoner.
2. Naturlige avrundede partikler som eroderes fra jordbruksarealer og elveleier. Gravearbeider i naturlige masser i eller nært vassdrag kan gi høye konsentrasjoner.

Den europeiske innlandsfiske kommisjonen EIFAC (Alabaster og Lloyd 1982) angir retningsgivende verdier for hvor mye partikler som kan tåles med hensyn til fisk, hvor det heter at under 25 mg/l er det ikke rapportert noen skader. Disse verdiene refererer til naturlige partikler som eroderes fra jordbruksarealer og elveleier. Bergartenes type er avgjørende for den direkte virkningen på faunaen. Bløte bergarter som knuses til fibrige nålformet støv, kleberstein/grønnstein, etc., synes mest skadelig (Hessen 1992). Metamorfe leirskifre kan også tenkes å gi flisige, nålformede skadelige partikler, mens vulkanske bergarter som pofyrer, granitter, syenitter, samt grunnfjell som gneiss, synes mindre skadelig. De skarpe partiklene penetrerer gjelleepitel hos fisk og bunndyr. Dette forårsaker slimutsondring på gjellene, "åndenød" og/eller infeksjoner. I enkelte tilfeller kan dette føre til massiv fiskedød (Jacobsen m.fl. 1987).

Partiklene virker indirekte til å slamme ned bunnområder, vegetasjon og vannmassene i elver og innsjøer. Leveområdene for planter og dyr blir da mer eller mindre ødelagt: Lystilgangen for plantene reduseres og bunnsubstratet tettes til slik at tilholdssted for bunndyr og gyteplasser for fisk ødelegges. I tillegg gir partikkelforurensningen redusert næringstilgang og nedsatt produksjon av bunndyr og fisk. Denne situasjonen må i større eller mindre grad forventes i alle resipienter med avrenning fra tunneler, massedeposier og annen anleggsvirksomhet. Skadeomfanget kan imidlertid reduseres betydelig dersom en gjennomfører tiltak for å redusere partikkeltransporten (**se Vedlegg B**).

Det er gjort flere studier av vassdrag som har vært utsatt for partikkelforurensninger. I Huddingsvassdraget i Røyrvik ble et tidligere godt ørretvatn tilnærmet livløst etter deponering av gruveslam (Grande og Iversen 1985, Grande 1987). Effekten ble tilskrevet partikler, til tross for partikkelkonsentrasjoner på bare 1-13 mg/l. Dette var imidlertid svært skarpe partikler av finknust stein. Både bunnfauna og krepsdyrplankton ble også sterkt påvirket, bla. som følge av nedslammingen.

I Vetlefjordelva i Sogn og Fjordane ble det registrert partikkelkonsentrasjoner på opptil 700 mg/l som følge av tipping av tunnelmasse i elveskråningen ned mot selve elva (Hessen m. fl. 1989). Selve bunnsbunnsstratet i elva ble klart påvirket av tilslammingen, og det ble registrert en klar endring i bunnfaunaen med nedgang av viktig fiskeføde som steinfluer og døgnfluer. Det ble ikke påvist akutt dødelighet hos fisk, men det ble påvist moderat slimutsondring på gjellene, kondisjonsfaktoren gikk ned og det var en betydelig rekrutteringssvikt året etter tilslammingen.

Ved utsprengning/boring av lagringshaller ved Skoddebergvatn i Troms tok Forsvaret forholdsregler ved å la tunnelvannet passere sedimenteringsdammer med tilstrekkelig oppholdstid (Hessen 1993). På

denne måten sedimenterte det aller meste av partiklene før de kom ut i vassdraget. Det ble ikke registrert noen skader på livet i resipientvassdraget, noe som i stor grad tilskrives sedimentasjonsbassenget.

Nitrogenavrenning

Sprengstoff, både dynamitt og ammoniumnitrat, fører til betydelige tilførsler av nitrogenholdige stoffer i anleggsperioden. Nitrogen fra udetonert sprengstoff vil foreligge som nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+). Dersom sprøytebetong anvendes, kan avrenningsvannet bli sterkt basisk, slik at noe av ammonium vil gå over til giftig ammoniakk (Bækken 1998, Bækken 2001). Ammoniakk (NH_3) er meget skadelig for de fleste vannlevende organismer ved konsentrasjoner over 1 mg/l, og laksefisk reagerer på konsentrasjoner ned mot 0.01 mg/l. Utlekking av ammoniakk fra nylagte deponier vil derfor lett kunne medføre giftvirkninger i nærliggende vannforekomster. Ved fortykning og redusert pH i resipienten vil etter hvert ammoniakken (avhengig av pH og temperatur) gå over til relativt ufarlig ammonium og videre til nitrat. Sprengstein fra skjæringer vil inneholde mindre udetonert sprengstoff enn tunnelmasse og er uten betongrester. Den er derfor å foretrekke som fyllmasse i vegtraseer på forurensningsutsatte strekninger.

Metallavrenning

Metaller kan løses ut i forbindelse med tunnelarbeid og komme ut i resipienter via tunnelvannet eller vaskes ut fra massedeponier. Dette er blant annet vist ved utlekkingsforsøk foretatt av Bækken og Lien (1997). Berggrunnen inneholder langt mer metaller per vektenhet enn vannet i resipientene gjør, og partikkelholdig vann kan derfor inneholde relativt høye metallkonsentrasjoner. Det er flere eksempler på at vegskjæringer/massedeponier med sulfidholdige/metallholdige bergarter har medført skader på nærliggende vassdrag (Hindar m.fl. 1992). Den sure avrenningen kan utløse store mengder metaller, bl.a. aluminium som er skadelig for fisk og andre vannlevende organismer.

Olje- og kjemikaliespill

Ved større anleggsarbeider er det store muligheter for oljespill av forskjellig karakter, f.eks. ved tanking/oljeskift på maskiner og fra tønner/tanker som går i stykker ved uhell. Oljespill kan føre til tilgrising av strender langs elver og innsjøer, samt skader på fugleliv, jordbruksprodukter (vanning), fiskeredskap, båter, osv. Episodiske utslipp forventes å ha kortvarig effekt på biologiske forhold i vann. Det kan imidlertid gi smak på fisk som eksponeres.

Fysiske inngrep

Nye vegtraseer og anleggsveier kan gi endringer i vannkvalitet og biologiske forhold som følge av:

- utretting og kanalisering av bekker og elveløp
- oppfylling av strandsoner og gruntområder i innsjøer og elver,
- innsnevring av bukter samt anlegging av rør og kulverter
- fjerning av kantvegetasjon

Negative konsekvenser av fysiske inngrep gjelder først og fremst konstruksjoner som overdekker verdifulle arealer, fører til økt erosjon, hindrer/reduserer naturlig vannutskifting eller naturlig vandring av vannlevende organismer.

A2. Driftsfasen

Saltavrenning

Alle moderne motorveger i Norge må saltes om vinteren for å oppnå rimelig trafikksikkerhet når vegen skal ha samme hastighet om vinteren som om sommeren. I de fleste tilfeller brukes natriumklorid. Forbruket av salt på 4 felts motorvei antas å kunne komme opp i 45 tonn per kilometer vei i vintre med stort forbruk. Lavt forbruk regnes som 20 tonn. Det er sannsynlig at størsteparten vil renne av til bekker og vann. Avrenningen av salt skjer i først og fremst i smelteperioder. Konsentrasjonene i slike perioder kan bli meget høye i overvannsledningene som fører til nærmeste bekk. Salt er lett løselig i vann og kommer raskt ut i vassdragene. Det er ved flere tilfeller registrert økte saltkonsentrasjoner i innsjøer, bekker, grunnvann og brønner som ligger nær saltede veier.

Forurensning fra vegbane og trafikk

Trafikkforurensningenes opprinnelse er asfaltslitasje, bilslitasje, dekkslitasje, oljesøl, avgasser og sot, samt også bruk av vindusspyleveske og vaskemidler. Innsjøer og bekker påvirkes delvis via avrenning fra vegbane med vegskråninger og stikkrenner, og dels ved direkte avsetninger fra lufta. Det antas at en vesentlig del av forurensningene fra veg havner innenfor de nærmeste 10 m fra veikanten. Resten av forurensningene er fint svevestøv som faller ned i større avstand fra vegen samt avgasser som tilføres atmosfæren (Lygren og Gjessing 1984, Bækken og Jørgensen 1994).

Av trafikkproduserte miljøgifter har en vært mest opptatt av tungmetallene bly (Pb), kadmium (Cd), sink (Zn), nikkel (Ni), kobber (Cu), samt tjærestoffene PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner). Flere av de sistnevnte er kreftfremkallende (KPAH) og er derfor svært uheldige i drikkevann. Blant disse er benzo(a)pyren som ofte er brukt som indikator for hele PAH-gruppen. Forbindelsen er dessuten en av de mest giftige PAH-forbindelsene. Nye undersøkelser av trafikkforurenset snø antyder at også klorerte organiske forbindelser som PCB (polyklorerte bifenyl) og klorerte benzener er en del av trafikkforurensningene (Bækken 1994). Særlig synes HCB (heksaklorbensen) å få høye verdier i forbindelse med vegtrafikk (Bækken og Tjomsland 2001). Dette er stoffer som ikke finnes naturlig, og som brytes langsomt ned i naturen. De er dessuten giftige og oppkonsentreres i næringskjedene.

Andre forurensningskomponenter som kan ha innvirkning på vassdragene er partikler samt nitrogen og fosfor. Disse kan opptre i høye konsentrasjoner. Nitrogen, og særlig fosfor, er viktige næringsstoffer for planter i ferskvann. Trolig er det meste av trafikkprodusert nitrogen (unntatt nitrøse gasser) og fosfor partikkelbundet. Nye undersøkelser viser imidlertid at en stor andel av trafikkprodusert fosfor kan foreligge som fosfat (PO_4^{3-}), som er potensielt tilgjengelig for planter (Bækken og Tjomsland 2001).

Vedlegg B. Generelt om tiltak mot utslipp til vann

B1. Tiltak mot forurensning i anleggsfasen

Tiltak ved vegtraseen

Begrensning av sårarealer: Utover tekniske/fysiske tiltak, er begrensning av sårarealer den mest effektive måten å hindre partikkeltransport. Dette forutsetter at man i planen for anleggsdriften tilstreber å redusere åpent sårareal så mye som mulig til enhver tid. Anleggsdriften må blant annet tilpasses fremdriften i vegetasjonsetableringen på avsluttede sårarealer.

Kontroll med overflatevann: I områder der en får avrenning fra ovenforliggende arealer, må en etablere avskjærende grøfter for overflatevannet. Disse grøftene kan være åpne, fylt med stein eller en kombinasjon av lukket og åpent avløp. Valg av løsning er noe avhengig av bruken av det ovenforliggende arealet. Hensikten er å avskjære vannmengdene som ellers vil renne inn i anleggsområdet.

Drenering og avsatser i lange skråninger: I lange skråninger bør det legges inn en eller annen form for skråningsdrenering som leder vannet fram til et stabilt avløpssystem. En kan nytte steinfylte renner der en har fiberduk mellom jordmassen og steinen. Det kan også være aktuelt å legge rørlagte avløp i skråningen for å ta inn vannet fra de steinfylte rennene. Med grøfter som er fylt med stein, vil en redusere risikoen for jordsig i skråningen. Det vil være fordelaktig om en legger inn fortanning i høye skråninger. I tilknytning til disse kan en da etablere de tidligere nevnte avskjærende drenerings-systemene som leder vekk vannet fra skråningene. Både av hensyn til stabilitet og vannomsetning vil det være positivt med slike avsatser. Det kan være en ulempe at en får noe større skjæringsareal, men totalvirkningen vil være positiv.

Vekstmedium og vegetasjonsetablering: Både skjæringer og fyllinger er meget sårbare for erosjon før det er etablert en sammenhengende vegetasjon på flata. En forutsetning for effektiv vegetasjons-etablering og vannomsetning er at overflaten tilføres et vekstmedium (organisk materiale) som blandes inn i jordoverflaten. Det er en fordel at anleggsarbeidet utføres slik at en kan få etablert vegetasjon før høstregnet setter inn. I bakkeplaneringsforskriftene forlanges det at planeringsarbeidet skal stanses i perioder med mye nedbør. Dette kan by på praktiske problemer, men det er et effektivt tiltak i og med at det er vannet som er både grave- og transportmediet for erosjonsmaterialet.

Suksessiv ferdigstilling av skjæringer: Der en har høye skjæringer/fyllinger vil det by på tekniske problemer å sette i stand arealene etter at anleggsarbeidet er ferdig. Den beste løsningen er derfor å gjøre overflatebehandlingen og vegetasjonsetableringen ferdig etter hvert som en graver seg nedover i skjæringa. Dette innebærer i prinsippet at i øvre del av skjæringene skal vegetasjonsetableringen kunne være i gang mens det fortsatt pågår graving lenger nede. Med denne anleggsmetoden reduseres størrelsen av åpent sårareal.

Sedimentasjonsbassenger: I sedimentasjonsbassenger vil deler av erosjonsmaterialet bunnfelle, forutsatt at vannet har tilfredsstillende oppholdstid. Etablering av bassenger må tilpasses terreng- og avrenningsforholdene på stedet, samt jordmassenes sedimentasjonsegenskaper. Bassengene må tømmes regelmessig for sedimenter så lenge anleggsarbeidet pågår. Bassengene bør være i funksjon inntil ny vegetasjon er etablert og arealene er stabile.

Sikring av kulverter og bekkeomlegginger: Der det er aktuelt med omlegging av vannveier, må disse sikres mot erosjon ved plastring e.l. Dette må utføres suksessivt før vannstrømmen rekker å grave i løpet. Nødvendige kulverter må sikres mot erosjon. Særlig viktig her er tiltak ved inn- og utløp av kulvertene. Sikringsarbeidet må utføres før annet anleggsarbeide starter.

Tiltak mot avrenning fra vegfyllinger/deponiområder

Erosjon og påfølgende partikkeltransport er styrt av de naturgitte forhold på stedet dvs. jordart, størrelsen av blottlagte arealer, topografi og avrenningsforhold. I slike situasjoner må tiltakene tilpasses forholdene på stedet. Ved deponering av masser kan man påvirke risikoen for partikkelavrenning gjennom lokalisering og utforming av deponiet.

Avrenning fra vegfyllinger kan være sur eller basisk, inneholde partikler, metaller, sprengstoffrester, rester av olje/drivstoff, tettemasser og sprøytebetong, alt avhengig av hvor massene kommer fra. Det er per i dag ikke vanlig med tiltak mot avrenning av nitrogen og rester av eventuelle tettemasser, og kunnskapen om dette er begrenset. Dersom avrenningen er sterkt basisk, vil en del av nitrogenavrenningen være i form av ammoniakk. Dette kan skape problemer for de biologiske forholdene i resipienten (se vedlegg A). Det er trolig mulig å redusere den totale nitrogentilførselen til resipienten samt faren for dannelse av giftig ammoniakk ved tiltak. En har imidlertid lite erfaring med dette foreløpig, og eventuelle tiltak bør derfor utredes og utprøves nærmere før de kan iverksettes på bred skala. Nøytralisering/svak surgjøring, forlenget oppholdstid i dammer (sedimentasjonsdammer) og lufting kan være mulige angrepsvinkler. Metoder som øker avdampingen av ammoniakk vil også redusere det totale innholdet av nitrogen i avrenningsvannet. En stor del av nitrogenavrenningen skyldes søl av sprengstoff ved håndtering og ladning, og tiltak for å redusere sprengstoffsøl kan dermed gi reduserte utslipp. Dersom en unngår bruk av tunnelmasse vil trolig ikke avrenning av nitrogen være noe stort problem. Mulige tiltak mot sur avrenning og metallutlekking fra fyllinger med sulfidholdig sprengstein er beskrevet av Hindar og Lydersen (2002) og Hindar og Roseth (2003).

Nedenfor er sentrale forurensningsbegrensende tiltak for vegfyllinger/deponier beskrevet. Flere av tiltakene er sammenfallende med de som er foreslått for veitraseen (forrige avsnitt):

Dreneringsforhold i deponiområdene: Overflatevann fra ovenforliggende områder ledes under eller forbi deponiet. I tilfeller hvor grunnvannsutslag er vanlig, må en sikre at vannet blir ledet effektivt bort uten at deponiet blir ustabilt.

Håndtering av overflatevann: Vannansamlinger på deponerte masser kan infiltrere ned i deponiet, men ofte er overflaten pakket og tettet som følge av kjøring med tunge maskiner. Den blir derfor lett utsatt for overflateavrenning og erosjon. Det må utarbeides lokaltilpassede løsninger som hindrer at vannansamlinger danner eroderbare vannløp i deponerte masser. Nedbør som faller på fyllingen bør kunne infiltrere direkte ned i massene (sprengstein) eller ledes bort via lukket avløp (jorddeponi).

Sedimentasjonsbasseng: Før noen form for anleggs- og deponeringsaktivitet starter, må det gjennomføres tiltak som hindrer avløp av partikkelbelastet avløpsvann til vassdrag. Sedimentasjonsbasseng mellom deponeringsområde og vassdrag er et aktuelt tiltak. Hvis det av hensyn til resipienten settes særlig høye krav til partikkelfjerning, er det aktuelt å kombinere sedimentasjon med andre rensetrinn (f.eks. gjennom bruk av ulike polymerer som fellingsmidler).

Vegetasjonssoner: Deponier bør plasseres med en buffersone bestående av naturlig vegetasjon mot vassdrag. Vegetasjonssoner har en god evne til å holde tilbake partikler i vann som renner til vassdrag.

Begrensning av åpen deponeringsflate: Et viktig tiltak for å redusere partikkeltransport ut av et deponeringsområde, er å begrense arealet med åpne masser til enhver tid. Midlertidig tilsåing eller andre former for varige eller midlertidige tiltak bør derfor settes i verk.

Avslutning av deponier: Alle deponiflater og skråninger må suksessivt tilrettelegges for vegetasjonsetablering. Som nevnt under tiltak i trasèen, bør vekstmediet enten det er tilbakeført matjord eller annet materiale, blandes inn i det øverste laget av deponeringsmassene slik at det etableres gode infiltrasjonsforhold for vann.

Tiltak mot utslipp fra riggområder

I riggområdene vil det skje en rekke aktiviteter som kan medføre forurensning:

- sanitæravløp fra brakkerigger
- oljeholdig avløp fra vedlikehold av maskiner
- partikkelavrenning fra mellomlager av masser
- avrenning av partikler og oljerester fra knuseverk

Sanitæravløpet fra brakkerigger må håndteres i henhold til gjeldende forskrifter. Flere løsninger er aktuelle, deriblant tilkobling til kommunalt ledningsnett, tett tank for alt avløp eller tett tank for klosettavløp og lokal rensing av gråvann (f.eks. infiltrasjon).

Spillolje fra maskiner må lagres etter gjeldende krav. Oljeholdig avløpsvann bør ledes via oljeavskiller. Ytterligere rensing av utløpsvannet fra oljeavskiller må vurderes nærmere i forhold til resipientforhold og gjeldende retningslinjer (Retningslinjer for dimensjonering, utforming og drift av renseanlegg for oljeholdig avløpsvann, Miljøverndepartementet 1983). Drivstofftanker bør lagres over bakken med lekkasjesikring og med overløp via godkjent oljeavskiller. Drivstoffpåfylling bør skje på steder med kontrollert avrenning og behandling av drivstoffspill. Vaskevann fra vask av maskiner bør skje på en betongflate med kontrollert avrenning til sedimentasjonsbasseng med oljeavskilling eller til annen type rensing. Kjemikalier og avfall må lagres i henhold til gjeldende regler og leveres til godkjente innsamlingsordninger.

Tiltak mot partikkelavrenning fra mellomlager av masser baseres på de samme tiltak som for vegtrase og deponier. Et aktuelt tiltak er å lede avløpet fra slike plasser til sedimentasjonsbasseng og/eller infiltrasjon. Avløp fra knuseverk kan håndteres ved bruk av de samme type partikkelavrenningstiltak som beskrevet ovenfor.

B2. Tiltak mot forurensning i driftsfasen

Salt

Da saltavrenningen skjer nokså episodisk, kan fordrøyningsbassenger der man slipper overvannet avhjelpe dramatiske konsentrasjonsøkninger i vassdragene. Det vil imidlertid ikke kunne forhindre en økende saltkonsentrasjon i vannet. Dette kan bare hindres ved å lede saltvannet andre steder eller stoppe saltingen.

Forurensning fra trafikk og vei

De vanligste metodene for rensing av overvann fra vei består av ulike typer naturbaserte metoder. Disse er bygningsteknisk/driftsmessig enkle, forholdsvis rimelige å konstruere/vedlikeholde og gir god renseseffekt. Slike metoder kan være:

- Infiltrasjon i stedlige masser.
- Infiltrasjon i tilførte sandholdige masser.
- Sedimentasjon i tette rense- og fordrøyningsbassenger med overløp og permanent vannspeil.

Langs ny E18 gjennom Vestfold er det anlagt en rekke rense- og fordrøyningsbassenger av den sistnevnte typen. En stor andel av forureningsstoffene fra vei er bundet til partikler. Disse vil for en stor del sedimentere i slike bassenger. For øvrig vil flomtopper og topper av salt avrenningsvann bli dempet før det renner ut i resipienten. Virkningsgraden av bassengene avhenger først og fremst av oppholdstiden til vannet. En kan imidlertid også øke renseseffekten for partikler, næringssalter og miljøgifter ved beplantninger og ulike konstruksjonsmessige tiltak.