

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP



Forord

Dette er en masteroppgave skrevet ved Institutt for matematiske realfag og teknologi ved Universitetet for miljø- og biovitenskap høsten 2013. Masteroppgaven omfatter 30 studiepoeng. Med denne masteroppgaven avsluttes vår mastergrad i vann- og miljøteknikk.

Oppgavens tema er bekkeåpning, med caseområde på Furuset i Oslo. Oppgaven skal være en del av grunnlaget til en konseptvalgutredning som Vann- og avløpsetaten ved Oslo kommune skal utrede.

Arbeidet med oppgaven har vært spennende, krevende og utfordrende, med mye nytt å sette seg inn i. Samtidig føler vi at vi har fått brukt mye av kunnskapen som vi har tilegnet oss gjennom studiet. Det har vært til stor inspirasjon å få jobbe med et reelt prosjekt.

Vi vil gjerne takke vår hovedveileder Jon Arne Engen for engasjement, konstruktive og gode tilbakemeldinger og faglig støtte gjennom arbeidet med oppgaven. Takk også til vår biveileder Tharan Åse Fergus i VAV for oppfølging.

Takk til Oddvar Lindholm for gode innspill, Fylkesmannen i Oslo og Akershus Simon Haraldsen for faglige råd i forhold til rensekrav, Svein Ole Åstebøl for tid og råd i forbindelse med vegvann og VAV for kontorplass og utstyr som vi har hatt tilgjengelig gjennom hele masterperioden.

Takk til mammaer og pappaer, søsken og venner for støtte gjennom hele masterperioden.

Til slutt vil vi takke våre kjære samboere, Øystein og Erik, for gjennomlesning av oppgaven, faglige råd, støtte og oppmuntring, og for at de alltid stiller opp.

Ås, 16.12.2013

Tirill Sandstø

Tone Fosslund Wesche

Sammendrag

Jordens klima reguleres av den globale energibalansen som påvirkes av jordens interne dynamikk og gjennom ytre påvirkning. På grunn av menneskeskapt drivhusgasser øker drivhuseffekten og det skjer en oppvarming av jorden. Konsekvensen av dette er en endring i det globale forventede værmønsteret, definert som klimaendringer. Dette fører også til endringer i det regionale værmønsteret.

Virkningene av klimaendringene i Norge er blant annet økt gjennomsnittlig årsnedbør og økning i antall ekstreme nedbørshendelser. Dette forventes å øke betydelig i framtiden. Økt nedbør, større spissintensiteter og urbanisering fører til større utfordringer med overvann i tettbygde strøk. Overflateavrenningen øker i volum og intensitet da andel tette flater øker, noe som igjen bidrar til forurensning av overvann. Konsekvensene for samfunnet er økt fare for oversvømmelse, økt volum og forurensningspåkjenning på resipient og kapasitetsproblemer for avløpssystemene. For å oppnå en klimatilpasset overvannshåndtering bør overvannet håndteres lokalt via åpne vannveger, dammer og infiltrasjon i grunnen, som en synlig del av vassdrag og bybildet. Dette kalles LOD – lokal overvannsdiskonponering.

Oslo kommune har en intensjon om å gjenåpne Gransbekken, Bakåsbekken og Senterbekken på Furuset i forbindelse med Groruddalssatsingen for å nå målet om å styrke den blågrønne strukturen på langs av dalen. Dette vil også ivareta en helhetlig overvannshåndtering. I denne oppgaven er det sett på en mulig gjenåpning av de tre bekkene som i dag ligger i rør. Eksisterende avløpstrasé er kartlagt og beregning av vannføring i bekkene fra tilhørende nedbørsfelt er simulert med modell laget for området med nedbørsavrennings-simuleringsmodellen SWMM for ulike gjentaksintervall. Det er sett på oppstuvnings- og oversvømmelsessituasjoner i eksisterende avløpsnett for de ulike gjentaksintervallene. Dagens ledningsnett fører vegvann fra E6 til bekkene og i den forbindelse er mengde og kvalitet av vegvannet kartlagt. Det er foreslått renseløsning og plassering av renseløsning. Valg av rensegrad er tatt i henhold til gjeldende retningslinjer. Trasé for bekkene er foreslått og med bakgrunn i beregnet vannføring og fallforhold er det utformet bekketverrsnitt for ulike deler av traseen.

Det ble ansett som gunstig å åpne Gransbekken og Senterbekken, mens Bakåsbekken ble foreslått beholdt i rør fram til utløpet i Gransbekken. Rensedammen ble plassert parallelt med eksisterende overvannstrasé for Bakåsbekken.

Vannføringen i bekkene ble simulert for 2, 5, 10, 20, 50, 100 og 200 års gjentaksintervall. For nederste del av Gransbekken hvor alle påslippspunkt ligger oppstrøms ble maksimal vannføring beregnet til 3596 l/s for 2 års gjentaksintervall og 13 835 l/s for 200 års gjentaksintervall. For Senterbekken ble maksimal vannføring beregnet til 1176 l/s for 2 års gjentaksintervall og 4329 l/s for 200 års gjentaksintervall. For 2 års gjentaksintervall ble antall oppstuvnings- og oversvømmelsessituasjoner henholdsvis 41 og 18 i SWMM-modellen. For 200 års gjentaksintervall ble antall oppstuvnings- og oversvømmelsessituasjoner henholdsvis 58 og 26. Resultater for resterende gjentaksintervall ligger i intervallet for nevnte resultater.

Vegvannet ble beregnet til å være svært forurenset og det ble foreslått vått overvannsbasseng som renseløsning. Renseløsningens funksjon ble rensing og fordrøying av vegvannet. Ut fra gjeldende retningslinjer ble rensegraden valgt til å være 70 % for suspendert stoff (TSS). Tørrværsvolumet ble 1197 m³ og fordrøyningsvolumet ble 1655 m³. Det totale volumet ble da 2852 m³. Overflatearealet for bassenget ble 1592 m² og utstrekningen til overflatearealet ble 29,7 m * 53,6 m.

For triangulær bekk med sidekant 1:1,5 varierer bredden til Gransbekken fra 1,37 meter i starten av traseen til 4,08 meter i slutten av traseen for 2 års gjentaksintervall. For 200 års gjentaksintervall varierer bredden fra 2,44 til 6,94 meter. For triangulær bekk med sidekant 1:1,5 varierer bredden til Senterbekken fra 2,21 meter for 2 års gjentaksintervall til 3,60 meter for 200 års gjentaksintervall.

Abstract

The earth's climate is regulated by the global energy balance which in turn is affected by the planets internal dynamics and by external influence. As a result of anthropogenic greenhouse gas emissions, the greenhouse effect increases, leading to a gradual warming of our planet. Because of this we see changes in global and local weather patterns where they differ from our expectations. These changes are defined as climate changes.

The effects of climate change in Norway include increased average annual precipitation and an increase in extreme precipitation events. This is expected to increase significantly in the future. Increased precipitation, larger peak intensities and urbanization leads to significant challenges with stormwater handling in urban areas. The stormwater runoff increases in volume and intensity as the percentage impervious surfaces increases. This also contributes to pollution of stormwater. Among the consequences for society is an increased risk of flooding, increased volume and pollution strain on the recipient, and capacity problems for the drainage systems. To achieve a climate-adapted stormwater management, water should be handled locally through open waterways, dams and through infiltration into the ground. All as a visible part of the waterways and cityscape. This is called LID – low impact development.

Oslo has an intention to reopen Gransbekken, Bakåsbekken and Senterbekken in Furuset related to Groruddalssatsingen to achieve the goal of strengthening the eaves structure running the length of the valley. This will also maintain a coherent stormwater management. This thesis will study the possibility of reopening the three streams, which are currently in pipes. Existing drainage systems are identified, and calculation of water flow in streams from associated watersheds are done using the model created for the area with dynamic rainfall-runoff simulation model SWMM for different return periods. The surcharge and flood situations in the existing sewer system for the various recurrence intervals have been studied. The current drainage system leads highway runoff from E6 to the streams and in this context is the quantity and quality of highway runoff identified. A sedimentation pond and the placement of this pond have been proposed. A purification rate has been chosen according to

current guidelines. The route for the streams have been proposed, and based on the calculated flow and slope a cross section of the stream has been designed for different parts of the route.

It is considered beneficial to open Gransbekken and Senterbekken while Bakåsbekken is proposed to be retained in the pipes until the end of Gransbekken. The sedimentation pond is placed parallel to the existing stormwater pipes of Bakåsbekken.

The water flows in the streams were simulated for 2, 5, 10, 20, 50, 100 and 200 year recurrence intervals. For the lower part of Gransbekken where all discharges are located upstream, the maximum flow rate has been calculated to be 3596 l/s at a 2 year recurrence interval and 13 835 l/s for the 200 year recurrence interval. The maximum flow rate calculated for Senterbekken was 1176 l/s at a 2 year recurrence interval and 4329 l/s at the 200 year recurrence interval. At the 2 year recurrence interval the number of surcharges and flooding situations was 41 and 18 in the SWMM model. For the 200 year recurrence interval, the number of surcharges and flooding situations were 58 and 26. Results for the remaining recurrence intervals are in the range of the numbers above.

The highway runoff was calculated to be highly contaminated, and a stormwater sedimentation pond was proposed as purification solution. The function of the sedimentation pond is retention and purification of the highway runoff. Based on the current guidelines, removal efficiency was set to be 70 % for suspended solids. Volume during dry weather was calculated to 1197 m³ and the retention volume was calculated to 1655 m³. The total volume was 2852 m³. The surface area of the pool was 1592 m² and the extent of the surface area was 29,7 m * 53,6 m

For triangular stream with lateral edge 1:1.5 and 2 year recurrence interval the width of Gransbekken varies from 1,37 meters at the start of the route to 4,08 meters at the end of the route. For 200 year recurrence interval the width varies from 2,44 to 6,94 meters. For triangular stream with lateral edge 1:1.5 the width of Senterbekken varies from 2,21 meters for 2-year recurrence interval to 3,60 meters for 200 year recurrence interval.

Innholdsfortegnelse

Forord	I
Sammendrag	III
Abstract	IV
Figurliste.....	XIII
Tabelliste	XVI
Formelliste.....	XVII
Liste over forkortelser	XVIII
1 Innledning	1
1.1 Oppgavens formål.....	2
1.2 Problemstilling.....	2
1.3 Fremgangsmåte, metode og struktur	3
Teori.....	5
2 Klima.....	6
2.1 Det globale klimasystemet.....	6
2.2 Klimaendringer	7
2.2.1 FNs klimapanel	8
2.2.2 Observerte globale klimaendringer.....	8
2.2.3 Globale framskrivninger	9
2.3 Klima i Norge	11
2.3.1 Observerte klimaendringer i Norge.....	11
2.3.2 Klimaframskrivninger i Norge	12
2.3.3 Klimatilpasning i Norge	12
3 Urbanhydrologi	13
3.1 Fellesavløpssystem og separatavløpssystem	14
3.2 Overvannsproblematikk.....	15
3.2.1 Tradisjonell overvannshåndtering	16
3.2.2 Fremtidens overvannshåndtering	16
3.2.3 Forurensninger i overvann	18
4 Lover og retningslinjer for vannforekomster	18
4.1 EUs vannrammedirektiv og vannforvaltningsforskriften	18
4.1.1 Miljømål.....	19
4.1.2 Prioriterte stoffer	21
4.2 Retningslinjer for rensing av overvann i Oslo kommune.....	21
4.2.1 Fylkesmannen i Oslo og Akershus.....	21

4.2.2	Oslo kommunes veileder for utbygger	22
4.3	Strategier og tiltak i Oslo kommune	23
4.3.1	Byøkologisk program	23
4.3.2	Hovedplan for avløp og vannmiljø 2000-2015	23
4.3.3	Hovedplan for avløp og vannmiljø 2013-2030	24
5	Dimensjonerende normer	26
5.1	Dimensjonerende avrenningsforhold	26
5.2	Gjentaksintervall	26
5.3	Klimafaktor	27
5.4	Konsentrasjonstid for feltet	27
5.5	Beregning av overvannsavrenning	28
	Analyseområdet	29
6	Groruddalen og Alna	30
6.1	Groruddalssatsningen	31
6.2	Vassdraget Alna	31
6.3	Analyseområdet: Furuset	32
6.3.1	Historisk bekketrasé	33
6.3.2	Dagens ledningstrasé	34
	MODUL 1	37
7	Teori for modul 1	38
7.1	Vegvann	38
7.1.2	Kilder til forurensing	38
7.1.3	Avrenning	38
7.1.4	Retningslinjer for rensing av vegvann	39
7.2	Forurensninger	39
7.2.1	Næringsstoffer	39
7.2.2	Miljøgifter	40
7.2.3	Suspendert stoff	43
7.2.4	Olje	43
7.2.5	Vegsalt	43
7.2.6	Gjennomsnittlige konsentrasjoner	43
7.3	Effekter av resipientpåvirkninger	45
7.3.1	Akutt effekt	45
7.3.2	Akkumulerende effekt	45
7.4	Rensemetoder for vegvann	46
7.4.1	Utfordringer for renseanlegg i tilknytning til norske forhold	47

7.4.2	Ulike rensemetoder	48
8	Metode for modul 1	57
8.1	Trafikkintensitet.....	57
8.2	Nedbørsfelt	57
8.3	Valg av renseløsning	59
8.3.1	Plassering av rensedam	59
8.4	Beregning av forurensninger	60
8.5	Dimensjonering av vått overvannsbasseng med forsedimentering	61
8.5.1	Forsedimentering.....	61
8.5.2	Tørrværsvolum	61
8.5.3	Fordrøyningsvolum	63
8.6	Istykkelse	65
8.7	Geometrisk utforming av vått overvannsbasseng.....	66
8.7.1	Tørrværsvolum	66
8.7.2	Fordrøyningsvolum	69
8.8	Beregnet videreført vannmengde fra rensedam.....	70
8.9	Forutsetninger	71
8.9.1	Analyseområdet.....	71
8.9.2	Beregning av forurensninger	71
8.9.3	Beregning av forsedimentering, tørrværsvolum og fordrøyningsvolum.....	72
8.9.4	Istykkelse.....	74
9	Resultater.....	75
9.1	Beregning av total forurensningsmengde	75
9.1.1	Avrent volum over et middelår	75
9.1.2	Total mengde forurensninger til rensedammen i løpet av ett år.....	75
9.2	Volum av vått overvannsbasseng med forsedimentering	76
9.2.1	Forsedimentering.....	76
9.2.2	Tørrværsvolum	76
9.2.3	Fordrøyningsvolum	76
9.3	Istykkelse	77
9.4	Utforming av vått overvannsbasseng uten forsedimentering	78
9.5	Vått overvannsbasseng i planet	79
9.6	Videreført vannmengde	80
10	Diskusjon.....	81
10.1	Nedbørsfelt.....	81
10.2	Beregning av forurensninger.....	82
10.3	Tørrværsvolum.....	82

10.4	Fordrøyningsvolum	83
10.6	Istykkelse	85
10.7	Andre løsninger	85
MODUL 2	87
11	Teori for modul 2	88
11.1	Modellering	88
11.1.1	Visuelle objekter i SWMM	88
11.1.2	Ikke visuelle objekter i SWMM	92
11.1.3	Beregningsmetoder	92
12	Metode for modul 2	96
12.1	Analyseområdet	96
12.1.1	Områdets topografi	97
12.1.2	Løsmasser og infiltrasjonsevne	98
12.2	SWMM-modellen	99
12.2.1	Nedslagsfelt	99
12.2.2	Ledningsnett	101
12.2.3	Valg av inngangsparametre i SWMM-modellen	102
12.3	Dimensjoneringsgrunnlag	103
12.3.1	Regndata	103
12.3.2	Ledninger i bekken valgt for vannføringsmålinger	107
12.4	Usikkerhet i modellen	108
13	Resultat	109
13.1	Beregning av vannføring i bekken ved ulike situasjoner	109
13.1.1	Oppsummering: Vannføring i bekkene	114
13.2	Oppstuvnings- og oversvømmelsessituasjoner	115
13.2.1	Antall episoder med oppstuvning- og oversvømmelse i knutepunkt	115
13.2.2	Områder med oversvømmelse	115
13.3	Total vannføring til utløpsnoden	117
13.4	Følsomhetsanalyse	117
14	Diskusjon	118
14.1	Vurdering av metode	118
14.1.1	Usikkerhet i SWMM-modellen	118
14.1.1	Usikkerhet i bakgrunns materialet	120
14.2	Vurdering av resultater	120
MODUL 3	123
15	Teori for modul 3	124

15.1	Fordeler ved bekkeåpning.....	124
15.2	Viktige faktorer ved gjenåpning av bekk.....	124
15.2.1	Planlegging ved gjenåpning	124
15.2.2	Utforming.....	129
15.2.3	Biologisk mangfold.....	131
16	Metode og forutsetninger	133
16.1	Beregning av bekketverrsnitt	133
16.2	Forutsetninger for bekkeåpning	134
17	Resultat.....	139
17.1	Åpning av bekk: høyder og aktuelle gjenåpningspunkt.....	139
17.2	Forslag til trasé.....	141
17.3	Lengdeprofiler.....	148
17.3.1	Fallforhold i beregnede punkter for vannføring.....	149
17.4	Dimensjonering av bekketverrsnitt	150
17.4.1	Beregning av overflatebredde ved ulike høyder.....	152
18	Diskusjon.....	154
18.1	Vurdering av metode og forutsetninger	154
18.2	Vurdering av resultat.....	155
18.2.1	Generelt om resultatene.....	157
19	Konklusjon.....	158
19.1	Vegen videre	159
	Referanser.....	161
	Vedlegg A: Nærmere beskrivelse av dagens ledningstrasé.	i
	Vedlegg B: Tegning G1. Drenering av overvann. Djupedalsprosjektet 1974, parsell Bakås – Furuset skole.	xii
	Vedlegg C: Tegning G2. Drenering av overvann. Djupedalsprosjektet 1974, parsell Bakås – Furuset skole.	xiii
	Vedlegg D: Tegning G3. Drenering av overvann. Djupedalsprosjektet 1974, parsell Bakås – Furuset skole.	xiv
	Vedlegg E: IVF-kurve for Blindern Plu.	xv
	Vedlegg F: Veiledende verdier for avrenningskoeffisienter. (Retningslinjer for overvannshåndtering i Bergen kommune, 2005).	xvi
	Vedlegg G: Rammebetingelser for påslipp av overvann til offentlig avløpsledning - begrenset til avrenningsareal lik 1,5 hektar.	xvii
	Vedlegg H: Tabellen viser ”prøve og feile”-metoden som er brukt for å finne fordrøyningsvolumet.....	xviii
	VEDLEGG I: Oversikt over delfelt med tilhørende egenskaper.	xix

Vedlegg J: Oversikt over ledninger med tilhørende egenskaper.....	xx
Vedlegg K: Oversikt over kummer med tilhørende egenskaper.	xxiii
Vedlegg L: Regnhyetogram for 5, 10, 20, 50, 100 og 200 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5.	xxvi
Vedlegg M: Oversiktsbilde av planlagt bygning i traseen for Bakåsbekken.	xxviii

Figurliste

Figur 1: Jordens energibalanse (<i>Drivhuseffekt og jordas klima</i> 2009).....	7
Figur 2: Endring i gjennomsnittlig nedbør (1986-2005 til 2081-2100) (Stocker et al. 2013)..	10
Figur 3: Kart fra ”Klima i Norge 2100” som viser hvilke fremtidige nedbørsendringer (til venstre) og temperaturendringer (til høyre) som forventes frem til 2050 (<i>Temperatur- og nedbørendringer 2050 og 2100</i> 2013).	13
Figur 4: Urbaniseringens påvirkning på avrenningen. Q = avrenningsintensiteten (Ødegaard et al. 2012).....	14
Figur 5: Konvensjonelt system for overvannshåndtering (Lindholm et al. 2008).	16
Figur 6: Treleddsstrategi for håndtering av overvann (Lindholm et al. 2008).....	17
Figur 7: Åpen og lokal håndtering av overvann (Lindholm et al. 2008).	18
Figur 8: Hovedplanens plass i plansystemet (Hovedplan avløp og vannmiljø 2013-2030 2013).....	25
Figur 9: Oversiktskart over bydelene i Oslo kommune. Bydel Alna ligger nordøst i kommunen. (Oslo kommune 2003).....	30
Figur 10: Oversiktsbilde over Alnaelva (Oslo kommune 2012).....	32
Figur 11: Overvannsnett fra startpunktene oppstrøms til endepunktet nedstrøms. Overvannsnett er vist med en svart stiplet linje. Figuren er tatt fra Gemini -VA Nett.	33
Figur 12: Historisk bekketrasé på Furuset. Bekkene er markert med rød linje. Kart fra underoslo.no.	34
Figur 13: Dagens overvannsnett sør for E6.....	35
Figur 14: Dagens overvannsnett nord for E6.	35
Figur 15: Viser noen av forurensningene som forårsakes av personbiler. Stoffene som er vist i figuren er kobber (Cu), bly (Pb), sink (Zn), og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Forurensningene summeres til 100 % for hvert stoff. Figuren er basert på figur fra ”NORWAT – veg og vannforurensning”, (Åstebøl et al. 2011) og skissene av bilen er fra (<i>Citroen xsara berline</i> 2005).....	38
Figur 16: Rensegrad i % TSS fjernet til venstre. Utløpskonsentrasjon i mg TSS/l til høyre. Rensingen av overvann er oppgitt som median og 25/75 % persentil. Tilsvarende tendens sees også for andre stoffer (Åstebøl 2007a). Bildet er tatt fra ”Rensing av overvann i byområder – Kompakte renseløsninger” (2007).....	46
Figur 17: Viser prinsippskisse av forsedimenteringsbasseng. Bildet er hentet fra håndbok 261 (2006).	48
Figur 18: Prinsippskisse av åpent sandfilter.	49
Figur 19: Prinsippskisse av et infiltrasjonsbasseng i plan og snitt (Åstebøl & Roseth 2006)..	50
Figur 20: Prinsippskisse av våtmark i plan og snitt (Åstebøl & Roseth 2006).	51
Figur 21: Prinsippskisse av et overvannsbasseng med permanent vannspeil (Åstebøl & Roseth 2006).....	52
Figur 22: Prinsippskisse av vått overvannsbasseng i plan og snitt (Åstebøl & Roseth 2006). 53	
Figur 23: V-overløp med horisontale overløp (Endresen 2006).	55
Figur 24: Nedbørsfelt for rensedammen (innfelt med rød linje). Nedbørsfeltet er delt i 2 felt; E6 og felt 29. Den blå linjen viser felt 29, gul linje viser E6.	58
Figur 25: Viser hvordan vegvannet renner ned til de ulike oppsamlingspunktene. Bildet er tatt fra googlemaps.com.	58
Figur 26: Overvannssystemet som fører med seg vegvann til rensedammen.	59
Figur 27: Dimensjoneringskurver for tørrvæsvolum i overvannsbasseng. TP er total fosfor. Figur hentet fra VA/Miljøblad nr. 69 (2007).	62
Figur 28: Eksempel på et innløps- og utløpshydrogram etter Aaron og Kibler (Lindholm 2006).....	64

Figur 29: Prinsippskisse av tverrsnittet for tørrværsvolumet.....	66
Figur 30: Prinsippskisse av overflatearealet av tørrværsvolumet.....	67
Figur 31: Prinsippskisse av tverrsnitt for fordrøyningsvolumet.....	69
Figur 32: Nødvendig fordrøyningsvolum vist grafisk. Den største verdien for fordrøyningsvolumet er den mengden som må dimensjoneres for. I dette tilfellet ca. 1633 m ³	77
Figur 33: Rensedammen i profil med dimensjon på tverrsnittet av rensedammen. Det lyseblå er fordrøyningsvolumet og det mørkeblå er tørrværsvolumet. Figuren er laget av Tirill Sandstø i AutoCAD.....	78
Figur 34: Rensedammen i planet med dimensjon på overflatearealet når rensedammen er helt fullt. Figuren er laget av Tirill Sandstø i AutoCAD.....	78
Figur 35: Fordrøyningsvolumet som er nødvendig ved 2 års gjentaksintervall for et nedbørsfelt på 12,56 hektar. Volumet ble ca 1040 m ³	83
Figur 36: Nødvendig fordrøyningsvolum ved 10 års gjentaksintervall for et nedbørsfelt på 12,56 hektar.....	84
Figur 37: Konseptuelt bilde av overflateavrenning i SWMM (Rossman 2010).	93
Figur 38: Overflateavrenning etter Hortons infiltrasjonsmodell (<i>Nedbør - avløp prosesser</i>)..	93
Figur 39: Nedslagsfelt for analyseområdet.	96
Figur 40: Lengdeprofil fra Gamle Strømsvei til Gransdalen (<i>Norgeskart</i> 2013).....	97
Figur 41: Lengdeprofil fra Skansen til Gransdalen (<i>Norgeskart</i> 2013).	97
Figur 42: Lengdeprofil fra Ellingsrudåsen til Gransdalen (<i>Norgeskart</i> 2013).....	97
Figur 43: Løsmassekart for analyseområdet (Norges geologiske undersøkelse 2013b).	98
Figur 44: Infiltrasjonsevne i analyseområdet (Norges geologiske undersøkelse 2013b).....	98
Figur 45: Inndelte nedbørsfelt for analyseområdet.	100
Figur 46: Oppbygging av SWMM-modellen for analyseområdet.	101
Figur 47: IVF-kurve fra målestasjon Oslo Blindern Plu (<i>eKlima</i> 2013).	104
Figur 48: Regnhyetogram for 2 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5.	106
Figur 49: Ledninger for vannføringssimulering i SWMM-modellen av analyseområdet.	107
Figur 50: Vannføring i l/s for 2 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5 for 5 utvalgte ledninger langs traseen.	109
Figur 51: Vannføring i l/s for 5 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5 for 5 utvalgte ledninger langs traseen.	110
Figur 52: Vannføring i l/s for 10 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5 for 5 utvalgte ledninger langs traseen.	110
Figur 53: Vannføring i l/s for 10 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5 etter oppdimensjonering av ledninger for 5 utvalgte ledninger langs traseen.....	111
Figur 54: Vannføring i l/s for 50 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5 for 5 utvalgte ledninger langs traseen.	112
Figur 55: Vannføring i l/s for 20 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5 for 5 utvalgte ledninger langs traseen.	112
Figur 56: Vannføring i l/s for 100 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5 for 5 utvalgte ledninger langs traseen.	113
Figur 57: Vannføring i l/s for 200 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5 for 5 utvalgte ledninger langs traseen.	113
Figur 58: Knutepunkt med oversvømmelse for 2 års gjentaksintervall med klimafaktor	115
Figur 59: Knutepunkt med oversvømmelse for 5 års gjentaksintervall med klimafaktor	115
Figur 60: Knutepunkt med oversvømmelse for 10 års gjentaksintervall med klimafaktor	116
Figur 61: Knutepunkt med oversvømmelse for 20 års gjentaksintervall med klimafaktor	116
Figur 62: Knutepunkt med oversvømmelse for 50 års gjentaksintervall med klimafaktor	116
Figur 63: Knutepunkt med oversvømmelse for 100 års gjentaksintervall med klimafaktor	116

Figur 64: Knutepunkt med oversvømmelse for 200 års gjentaksintervall med klimafaktor .	116
Figur 65: Total vannføring til utløpsnode i nedstrøms punkt.....	117
Figur 66: Følsomhetsanalyse for SWMM-modellen for ulike parametre.	117
Figur 67: Prinsippskisse for erosjonssikring med stein og vegetasjon (Jensen & Tesaker 2009).....	126
Figur 68: Hovedprinsipp for utforming av bekkeløp i planet; naturlikt, kombinasjon og kanalisert. Illustrasjoner av Katrine Brekke.	128
Figur 69: Profilbilde. av naturlikt bekkeløp, kanalisert bekkeløp og kombinasjon. Illustrasjoner av Katrine Brekke.	128
Figur 70: Prinsippskisse av bekketverrsnitt utformet for flomdemping (Hauge et al. 2006).	129
Figur 71: Tverrsnittseksempel fra tilbudstegninger for Bjerkedalen park (Jensen 2013).....	130
Figur 72: Prinsippskisse for oppbygging av bekkeløp med djupål og bunns substrat. Illustrasjon av Katrine Brekke, basert på tegninger av Dronninga Landskap for Bjerkedalen park.....	130
Figur 73: Den naturlige rasvinkel (<i>Orientering om jordarter m.v.</i> 2013).....	131
Figur 74: Prinsippskisse for steinsetting av bekk. Illustrasjoner av Katrine Brekke.	132
Figur 75: Prinsippskisse for stokker i bekk. Illustrasjoner av Katrine Brekke.....	132
Figur 76: Prinsippskisse av triangulært bekketverrsnitt med sidekant 1:1,5.....	133
Figur 77: Oversikt over spillvannsledninger (grønn), vannledninger (blå) og overvannsledninger (svart) i aktuelt område for gjenåpning av bekk.	135
Figur 78: Oversikt over annen teknisk infrastruktur i grunnen i aktuelt område for gjenåpning av bekk. Bildet er hentet fra gravekoordinering.no	135
Figur 79: Oversiktsbilde viser traseer der det må legges nye overvannsledninger. De røde linjene viser ledninger som må legges parallellt med eksisterende overvannsledninger og de grønne viser hvor det legges nye traseer.	136
Figur 80: Ny overvannsledning i punkt 1 i plan (til venstre) og profil (til høyre).	137
Figur 81: Ny overvannsledning i punkt nr. 2 i plan (til venstre) og profil (til høyre).....	137
Figur 82: Ny overvannsledning i punkt nr. 3 i plan (til venstre) og profil (til høyre).....	138
Figur 83: Ny overvannsledning i punkt nr. 4 i plan (til venstre) og profil (til høyre).....	138
Figur 84: Overvannssystem i Bakåsbekken i plan (til venstre) og profil (til høyre).....	139
Figur 85: Overvannssystem i Senterbekken i plan (til venstre) og profil (til høyre).	140
Figur 86: Oversiktsbilde for forslag til trasé for gjenåpning av Gransbekken.....	141
Figur 87: Forslag til trasé for Gransbekken, profilnummer 850-1000.	142
Figur 88: Forslag til trasé for Gransbekken, profilnummer 450-800.	142
Figur 89: Forslag til trasé for Gransbekken, profilnummer 300-450.	143
Figur 90: Forslag til trasé for Gransbekken, profilnummer 100-250.	143
Figur 91: Forslag til trasé for Gransbekken, profilnummer 0-50.	144
Figur 92: Historisk bekketrasé for Bakåsbekken.	145
Figur 93: Forslag til trasé for Senterbekken, profilnummer 0-410.	147
Figur 94: Lengdeprofil for Gransbekken.	148
Figur 95: Lengdeprofil av Senterbekken.....	149
Figur 96: Høyder for vannføring ved ulike gjentaksintervall i punkt C42.....	150
Figur 97: Høyder for vannføring ved ulike gjentaksintervall i punkt C55.....	150
Figur 98: Høyder for vannføring ved ulike gjentaksintervall i punkt C79.....	151
Figur 99: Høyder for vannføring ved ulike gjentaksintervall i punkt C81.....	151
Figur 100: Høyder for vannføring ved ulike gjentaksintervall i punkt C102.....	151

Tabelliste

Tabell 1: Teknisk utforming av ulike kategorier av åpne overvannssystemer (Lindholm et al. 2008).....	17
Tabell 2: Tilstandsklasser og miljømål knyttet til EUs vanddirektiv (Direktoratsgruppa Vanddirektivet 2009).....	19
Tabell 3: Norsk vanns anbefalte minimums dimensjonerende hyppigheter for separat- og fellesavløpssystem (Lindholm et al. 2008).	26
Tabell 4: Tabellen viser forurensningsmengder i mikrogram per liter for ulike utvalgte områdetyper. Verdien er lastet ned fra StormTac sin hjemmeside. (<i>Latest files</i> 2013)	44
Tabell 5: Årsmiddelverdier for rensesgrad for Skullerudbassenget og internasjonale erfaringer. (Åstebøl & Roseth 2006).....	54
Tabell 6: Gjennomsnittlig ÅDT for E6 på Furuset og endringen i ÅDT med tanke på året før (Statens vegvesen 2013).....	57
Tabell 7: Oversikt over nedbørsfeltet som har avrenning til rensedammen.	58
Tabell 8: Tette flater og andel deltagende flater for ulike overflatetyper (Lindholm & Haraldsen 2013).	61
Tabell 9: Tabell over verdien a. For bekker og elver varierer a fra 7-17.	65
Tabell 10: oversikt over nedbørsfeltet som har avrenning til rensedammen.	71
Tabell 11: Verdier for feltet som er brukt i utregningene.	72
Tabell 12: Mengden avrent overvann fra nedbørsfeltet som vil ha tilrenning til rensedammen.	75
Tabell 13: Beregnet mengde forurensning per år fordelt mellom feltene og summen av forurensninger fra begge feltene.	75
Tabell 14: Størrelsen på tørrvæsvolumet med 70 % rensesgrad.	76
Tabell 15: Dimensjonene på tørrvæsvolumet med 70 % rensesgrad.	76
Tabell 16: Beregning av nødvendig fordrøyningsvolum med regnvelopmetoden for 5 års gjentakintervall.	76
Tabell 17: Dimensjonene for fordrøyningsvolumet når valgt gjentakintervall var 5 år.	77
Tabell 18: Gjennomsnittlig total videreført vannmengde fra rensedam ved en regnvarighet 30 minutter.	80
Tabell 19: Viser to ulike størrelser for nedbørsfeltet til rensedammen. Det minste nedbørsfeltet er forutsatt separering av vegvannet og det største har ikke separert det ut og har derfor med overvann fra boligområdet oppstrøms for E6.	81
Tabell 20: Konsentrasjonstid for analyseområdet bygget opp i SWMM-modellen.....	105
Tabell 21: Dataserie for regnhyetogram for 2-årsregn brukt i SWMM.	106
Tabell 22: Maksimal vannføring for 2 års til 200 års gjentakintervall i ulike punkter av Gransbekken.	114
Tabell 23: Maksimal vannføring for 2 års til 200 års gjentakintervall for punkt i Senterbekken.	114
Tabell 24: Oversikt over antall knutepunkt med oppstuvning og oversvømmelse for alle beregnede gjentakintervall med klimafaktor 1,5 i løpet av hele simuleringen.	115
Tabell 25: Vannhastighet uten fare for erosjon (Statens vegvesen 2011).	125
Tabell 26: Fallforhold i beregnede punkter for vannføring.	149
Tabell 27: Overflatebredde på bekken ved ulike gjentakintervall i punkt C42.	152
Tabell 28: Overflatebredde på bekken ved ulike gjentakintervall i punkt C55.	152
Tabell 29: Overflatebredde på bekken ved ulike gjentakintervall i punkt C79.	152
Tabell 30: Overflatebredde på bekken ved ulike gjentakintervall i punkt C81.	153
Tabell 31: Overflatebredde på bekken ved ulike gjentakintervall i punkt C102.	153

Formelliste

Formel 1: Strømningstid i rør (Ødegaard et al. 2012).....	27
Formel 2: Den totale avstrømmende overvannsmengden	60
Formel 3: Totalt tørrværsvolum	63
Formel 4: Volum inn i bassenget	64
Formel 5: Volum ut av bassenget.....	64
Formel 6: Fordrøyningsvolum	65
Formel 7: Istykkelse	65
Formel 8: Gjennomsnittlig bredde for tørrværsvolumet	66
Formel 9: Gjennomsnittlig bredde av tørrværsvolumet med lengde/bredde-forhold 3:1	67
Formel 10: Gjennomsnittlig bredde for tørrværsvolumet med lengde/bredde-forhold 3:1	68
Formel 11: Bunnbredde uttrykt ved gjennomsnittlig bredde og dybde.....	68
Formel 12: Overflatebredde for tørrværsvolumet	68
Formel 13: Overflatebredde på fordrøyningsvolum.....	69
Formel 14: Overløpsvolum	70
Formel 15: Gjennomsnittlig vannføring via overløpet.....	70
Formel 16: Total vannføring ut av rensedammen	70
Formel 17: Mannings formel.....	89
Formel 18: Hazen-Williams likning.....	89
Formel 20: Saint Venants momentlikning (DHI Water & Environment 2004).....	94
Formel 19: Saint Venants kontinuitetslikning (DHI Water & Environment 2004).	94
Formel 21: Mannings formel for kanalstrømning	133
Formel 22: Helning	134

Liste over forkortelser

BaP	Benzo(a)pyren
EDB	Elektronisk databehandling
EPA	Environmental Protection Agency
EU	Den Europeiske Union
FN	Forente nasjoner
HPA	Hovedplan vann og avløpsmiljø
IMT	Institutt for Matematiske realfag og Teknologi
IPCC	Intergovernmental Panel of Climate Change
IVF	Intensitet/Varighet/Frekvens
KVU	Konseptvalgutredning
LID	Low Impact Development (LOD på engelsk)
LOD/LOH	Lokal Overvannsdiskonering/Lokal overvannshåndtering
MOUSE	Model for Urban Sewers
NORVAR	Norsk Vann
NOU	Norges offentlige utredninger
NVE	Norges vassdrags- og energidirektorat
PAH	Polysykliske aromatiske hydrokarboner
PCB	Polykloreerte bifenyler
RCP	Reprecentive Concetration Pathways
RDII	Rainfall-Dependent Infiltration/Inflow
SS	Suspendert stoff
SWMM	Storm Water Management Model
TP	Totalt fosfor
TSS	Total suspended solids
UMB	Universitetet for miljø- og biovitenskap
UNEP	United Nations Environmental Programme
US	United States
VA	Vann og Avløp
VAV	Vann- og avløpsetaten Oslo kommune
WMO	World Meteorological Organization

1 Innledning

I Oslo, og ikke ulikt andre byer og tettsteder, ble de åpne vannveiene fra gammelt av brukt som avfallsplass og var påvirket av kloakk og andre forurensede utslipp. Løsningen ble å legge bekker og vassdrag i rør og føre vannet til et nedenforliggende vassdrag eller sjø for å hindre lukt, forurensninger og søppel. I tillegg kunne man ved lukking skaffe arealer til utbygging. Det var mest vanlig å lukke bekker, men i byer ble det også foretatt lukking av større vassdrag. Totalt regner man med at omtrent 200 km med vannløp av Oslos samlede elve- og bekkestrekkninger ble lukket i løpet av 1800- og 1900-tallet.

Vann som legges i rør har mange skadevirkninger. Urbanisering har ført til flere tette flater i byene og hindrer infiltrasjon ned i grunnen, og det akkumuleres forurensninger på de tette flatene. Vassdrag er naturens eget renseanlegg, og bekkelukking reduserer selvrensingen og fører til større forurensning når bekken slippes ut i resipient, og miljøovervåking og kontroll med forurensningsutslipp blir dårligere. Vannet renner også raskere og medfører risiko for erosjon nedstrøms. Bekkelukking reduserer vassdragets biologiske mangfold ved å ødelegge planter og dyr sitt leveområde, hindre fiskens vandring, ødelegge gyteplasser og fjerner grunnlaget for vegetasjonssoner som gir opphav til en variert flora og fauna. Vannet er i seg selv også et vesentlig element i landskapet for rekreasjonsverdi og friluftsliv.

Dammer i bekkeløpet kan bidra til fordrøyning og åpnede bekkeløp gir flomdemping, spesielt i mindre nedbørsfelt med store flomtopper. Klimaendringene fører til hyppigere nedbør og flere episoder med intense nedbørshendelser. Økt andel tette flater øker avrenningen i intensitet og volum. Kombinasjon av utbygging, klimaendringer og bekkelukking fører derfor til økt flomfare fordi rørene ikke har kapasitet til den økende belastningen.

På 1980-tallet skjedde det i Oslo en endring i elvepolitikken etter hvert som fordelene med åpne bekker og elver ble kjent. 11. desember 1985 besluttet Oslo bystyre:

- ”Lukking av bekker og elver er ikke tillatt.”
- ”Det samme gjelder for gjenfylling av – eller i – dammer, tjern og vann, samt sjøgrunn.”
- ”Oppføring eller anbringelse av bygninger eller andre konstruksjoner og anlegg nærmere åpne bekker, dammer, elver, tjern og vann enn 20 meter tillates i alminnelighet ikke. Det samme gjelder graving, sprengning og fyllingsarbeider” (*Ta elva tilbake* 2007).

Vedtaket var basert på ”Miljøpolitisk prinsippprogram for vern av bekker, elver og vassdrag” som var utarbeidet i 1982 av en tverrfaglig kommunal vannverngruppe. I tillegg til at dette innebar en ny visjon og vurdering av naturen, ble det også programfestet at ”alle vassdrag bør være i økologisk likevekt med en naturlig artsrikdom” (*Ta elva tilbake* 2007).

Denne historiske endringen i Oslos elvepolitikk har senere blitt forsterket gjennom ”Byrådserklæringen” av 2000 og ”Byøkologisk program for 2002-2014” som programfestet at ”Oslos elver skal renses og rørlagte strekninger gjenåpnes der det er mulig. Elvebreddene gjøres tilgjengelige og gamle kulturminner knyttet til elvene bevarer” (*Ta elva tilbake* 2007).

De siste årene har flere bekker blitt gjenåpnet i Oslo. På Furuset er det planlagt flere områdeoppløftende tiltak gjennom Groruddalssatsingen, og gjenåpning av Gransbekken, Bakåsbekken og Senterbekken som i dag ligger i rør er ett av tiltakene som ønskes gjennomført. En åpning av bekkene vil styrke den blågrønne strukturen på langs av dalen.

Denne oppgaven vil se på en mulig gjenåpning av de tre bekkene. Dagens eksisterende overvannsnett og tilhørende nedbørsfelt skal kartlegges og en modell for området skal bygges opp i nedbørsavrenningssimuleringsprogrammet SWMM. Ved beregnede verdier for forventet vannføring ved ulike gjentakintervall fra SWMM skal bekkene dimensjoneres for ulike flomsituasjoner og se på arealbruk for de ulike situasjonene. Oppstuvnings- og oversvømmelsessituasjoner i eksisterende overvannsnett for de ulike gjentakintervallene skal undersøkes. Det skal foreslås en hensiktsmessig trasé for bekken ut ifra hvor det er teknisk mulig å bringe bekken opp i dagen. Det er uklart om vegvann fra E6 er påkoblet overvannsystemet til bekken. Dagens situasjon må undersøkes, og dersom vegvannet har tilrenning til bekken må vegvannet kartlegges med hensyn på mengde og kvalitet, og plassering og dimensjonering av renseløsning skal foreslås dersom dette er påkrevd.

1.1 Oppgavens formål

Oppgavens formål er å undersøke en mulig gjenåpning av Gransbekken, Bakåsbekken og Senterbekken, med forslag til trase, vannføringsberegning, sikre god nok vannkvalitet og dimensjonere bekken for ulike flomsituasjoner. Oslo kommune har en intensjon om å åpne de tre bekkene for å nå målet om å styrke den blågrønne strukturen på langs av dalen. I den forbindelse skal det lages en konseptvalgutredning (KVU) og VAV ønsker at denne masteroppgaven skal se på en del av temaene knyttet til konseptvalgutredningen.

1.2 Problemstilling

Problemstillingene som er valgt for oppgaven er:

- Hvilken vannføring vil gå i de gjenåpnede bekkene ved økende nedbørmengder som følge av klimaendringer for ulike gjentakintervall og hvilken dimensjon får bekken?
- Behøver vegvann fra E6 og renses i henhold til gjeldende retningslinjer og hvilken renseløsning vil da være hensiktsmessig?
- Er det mulig å bringe bekken opp i dagen og hvilken trase ansees da som mest fordelaktig?

1.3 Fremgangsmåte, metode og struktur

Gjennom oppgaven skal vi finne en løsning på problemstillingene ovenfor ved hjelp av teoretiske betraktninger og en studie av analyseområdet.

Oppgaven består av et innledende kapittel om oppgavens faglige tema og problemstillinger. Deretter følger en generell teoridel, basert på et litteraturstudium omhandlende overordnede relevante tema rundt oppgaven. Analyseområdet presenteres så i et eget kapittel. Oppgaven er deretter delt i 3 moduler. Modul 1 omhandler vegvann, modul 2 omhandler overvannsberegninger til bekken og modul 3 omhandler traseforslag og dimensjonering av bekken. Hver modul er delt opp i en teoridel om modulens tema og deretter metode, resultat og diskusjon for den gjeldende modul. Siste del av oppgaven er konklusjon knyttet til resultatene og problemstillingene for hele oppgaven.

Teori

2 Klima

Klima defineres som ”en beskrivelse av gjennomsnittsværet på ett sted eller område, slik det framkommer når enkeltobservasjoner bearbeides etter internasjonale retningslinjer” (*Klima*). Klimainformasjonen kan brukes til å finne ut hva som er vanlig og mulig vær på et sted. Systematiske observasjoner av været over en lengre periode er grunnlaget for alle klimainformasjoner, og består av normaler, ekstreme verdier, variasjoner og annen klimainformasjon som gir en systematisk beskrivelse av værforholdene på et sted. Normaler er gjennomsnittsverdier for fast bestemte 30 års perioder som 1901-1930, 1931-1960 og 1961-1990. For at det skal bli likt over hele verden er det en internasjonal avtale om at normalene skal benyttes. Nå benyttes normalene for 1961-1990 (*Hva er klima? 2013*). Normalene beregnes ved å finne middelveier for en rekke ulike værelementer for et størst mulig antall målestasjoner (*Klimanormaler og ekstremer 2013*).

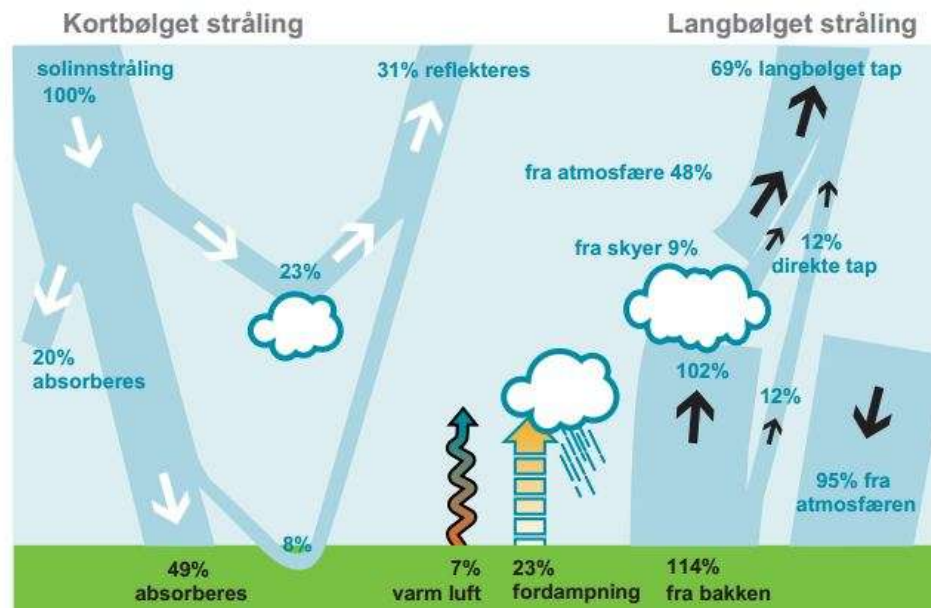
Variasjon rundt normalene er like viktig for å beskrive klimaet på et sted, som beskriver hvor mye været kan variere uten å være unormalt og uten at noe unaturlig har skjedd. Variabiliteten uttrykkes som sannsynlighet for avvik fra normalene. Informasjon om ekstreme værbegivenheter er en annen viktig klimainformasjon som beskriver ytterpunktene av klimaet på et sted. Observerte enkelthendelser av for eksempel de høyeste nedbørsmengdene kan ved hjelp av lang observasjonstid ved statistiske metoder beregne hvilke verdier som vil overskrides i løpet av et gitt antall år, men kan ikke si noe om når den vil komme (*Hva er klima? 2013*).

2.1. Det globale klimasystemet

Forholdet mellom innkommende kortbølget stråling og langbølget utgående stråling bestemmer den globale energibalansen, som regulerer jordens klima. Energi i form av elektromagnetisk stråling blir sendt ut fra solen som kortbølget lys og ultrafiolett energi. Når strålingen når jorden reflekterer skyene en del av strålingen tilbake til rommet. Resten absorberes i atmosfæren og på jordens overflate (*Klimaleksikon 2007*). Energien som når jordens overflate transporteres til atmosfæren ved fordampning, langbølget stråling og ved å varme opp luften nær bakken som igjen blir absorbert av drivhusgasser og skyer. Mesteparten av denne varmestrålingen stråler tilbake til jorden igjen (*Drivhuseffekt og jordas klima 2009*).

Solens plassering avgjør hvor mye varme som tilføres jorden. Rundt ekvator mottas det mer strålingsenergi enn ved høyere breddegrader, og det tilføres mer energi enn det som reflekteres. Nord og sør for ekvator sendes det ut mer energi enn det som kommer fra solen. Totalt sett for hele kloden stråles det like mye energi ut til verdensrommet som det stråles inn fra solen, men forskjellen rundt ekvator og lenger sør og nord gjør at det er en forskjell i energibalansen. Denne forskjellen gjør at det oppstår horisontale trykkforskjeller i atmosfæren som skaper en ubalanse. Ved å sette i gang store vindsystemer søker atmosfæren å opprette likevekt. Energi overføres fra overskuddsområder til underskuddsområder gjennom vindsystemer. Fordelingen av solstråling forandrer seg imidlertid hele tiden og atmosfæren

klarer aldri å oppnå likevekt. Dette medfører at atmosfæren alltid er i bevegelse (*Hva bestemmer klimaet?* 2013).



Figur 1: Jordens energibalanse (*Drivhuseffekt og jordas klima* 2009).

I tillegg til at det settes i gang vindsystemer av ubalansen i innstrålingen, settes det også i gang store strømsystemer i havet. Vann er mer effektivt enn jordvarme når det gjelder lagring av varme og havstrømmene har stor påvirkning på værforholdene siden havene dekker 71 % av jordoverflaten. Jordrotasjonen påvirker retningen til både vind- og strømsystemene, bunnforholdene påvirker strømsystemene og vindsystemene påvirkes av fjellkjeder (*Hva bestemmer klimaet?* 2013).

2.2. Klimaendringer

Klimaendring kan defineres som en endring i forventet værmønster, og refererer til en global endring i klima. Ved klimaendring menes endring i den gjennomsnittlige verdien av en klimastørrelse eller klimaparameter (Fuglestedt et al.).

Jordens klimasystem påvirkes av jordens interne dynamikk og gjennom ytre påvirkning. Ytre påvirkning kan være endringer i solinnstråling og vulkanutbrudd, i tillegg til menneskeskapt endringer i atmosfærens sammensetning og vegetasjon. Klimasystemet kan endres over tid ved forandringer i energibalansen, som påvirkes ved endringer i langbølget utstråling mot verdensrommet, reflekteringssevne fra atmosfære og bakke, og planetbaner og solaktivitet. Endring i vegetasjon, partikler og skymengde gir endret refleksjon, mens endring i drivhusgasser gir endret langbølget utstråling (*Drivhuseffekt og jordas klima* 2009). Atmosfæren rundt jorden gjør at varmestrålingen som sendes ut tas opp i skyer, partikler og gasser og reflekteres tilbake til jorden. Dette kalles for drivhuseffekten og gassene kalles drivhusgasser. Når innholdet av drivhusgasser øker bevares mer av varmen på jorden og det skjer en oppvarming av jorden (*Drivhuseffekt og jordas klima* 2009).

For å undersøke klimavariasjoner gjennom jordens historie kan man bruke data fra målinger og funn som er avhengig av temperatur, som for eksempel fossiler, dryppstein, sedimentære avleiringer, isbreer, årringer og pollen. Store klimavariasjoner gjennom historien har blitt påvist ved slike studier (Fuglestad et al.).

2.2.1 FNs klimapanel

IPCC er FNs klimapanel og ble opprettet i 1988 av FNs miljøprogram UNEP og Den meteorologiske verdensorganisasjonen WMO. IPCC er et vitenskapelig organ med et stort antall forskere fra mange land. IPCC driver ikke med forskning, men jobber med å bruke den enhver tid gjeldende kunnskapsstatus om klima og klimaendringer til å gjøre vurderinger og sammenfatninger (Olerud & Fuglestad 2013).

IPCCs rapporter er det viktigste faglige grunnlaget for den internasjonale klimapolitikken, og har gitt ut 5 hovedrapporter i årene 1990, 1995, 2001 og 2007 (Olerud & Fuglestad 2013). Den femte rapporten kommer i løpet av 2013/2014. Den første delen av den femte rapporten omhandler "Det klimavitenskapelige grunnlaget" og ble lansert 27. september 2013 (*FNs klimapanel* 2013).

IPCCs femte rapport, delrapport 1

Delrapport 1 i IPCCs 5. klimarapport er den mest helhetlige og omfattende dokumentasjonen om klimaendringene som er presentert noen gang. Det finnes nå bedre kunnskap og data om deler av klimasystemet som er viktig for å beskrive klimaendringene, som havforsuring, smelting av is, havtemperatur, temperaturendringer, nedbørsmønstre og naturlige variasjoner. Klimapanelet konkluderer i sin rapport med at det er 95-100 % sannsynlighet at klimagassutslippene fra menneskelig aktivitet er den viktigste årsaken til klimaendringene fra 1950 og frem til i dag (*Hovedfunn fra første delrapport* 2013).

2.2.2 Observerte globale klimaendringer

Nedenfor gis en beskrivelse av observerte globale klimaendringer frem til i dag fra IPCCs 5. rapport (Stocker et al. 2013).

Temperatur: De tre siste tiårene har vært varmere enn noe tidligere tiår siden 1850, og på den nordlige halvkule er perioden fra 1983 til 2012 den varmeste 30-årsperioden i løpet av de siste 1400 årene. Fra 1880 til 2012 har temperaturen økt med 0,85 °C.

Havtemperatur: Havet dominerer økningen i mengde energi lagret i klimasystemet, med absorpsjon av mer enn 90 % av varmen som er tilført mellom 1971 og 2010. Det øverste laget av havet, 0-700 m, har blitt oppvarmet mellom 1971 og 2010. Det har vært oppvarming av havet ned til 3000 m, og økningen i de øverste 75 m av havet har vært 0,11 °C per tiår fra 1971 til 2010.

Havnivå: Fra 1901 til 2010 har det gjennomsnittlige havnivået steget med 0,19 m, og havstigningen siden midten av 1900-tallet har vært større enn den gjennomsnittlige økningen de forrige to årtusener.

Isbreer og snødekke: Isbreene over hele verden har krympet, og innlandsisen på Grønland og Antarktis har blitt mindre. Havisen i Arktis og det vårlige snødekke på den nordlige halvkule har fortsatt å avta i omfang.

Nedbør: Endring i gjennomsnittlig nedbør har vært definert som lav før 1951 og medium etter. For landområder på den nordlige halvkule har nedbøren økt siden 1901.

Nedbørsintensitet: Det er flere landområder som har hatt episoder med mye nedbør. Frekvensen eller intensiteten av episoder med mye nedbør har trolig økt i Nord-Amerika og Europa.

2.2.3 Globale framskrivninger

IPCC lager globale framskrivninger for endringer i klimasystemet ved hjelp av klimamodeller som spenner fra enkle klimamodeller, til modeller med middels kompleksitet til omfattende klimamodeller og jordsystemmodeller. Disse modellene simulerer endringer basert på et sett av scenarioer av ulike menneskeskapte pådriv (Stocker et al. 2013). FNs klimapanel ser på 4 ulike utviklingsbaner som illustrerer hvordan endring i konsentrasjon av klimagasser og arealbruk vil kunne endres utover dette århundret, og det ligger også ulike sosioøkonomiske¹ forutsetninger bak. De fire ulike utviklingsbanene er:

- RCP 8.5 – høye utslipp
- RCP 6.0 – middels utslipp
- RCP 4.5 – middels utslipp
- RCP 2.6 – lave utslipp

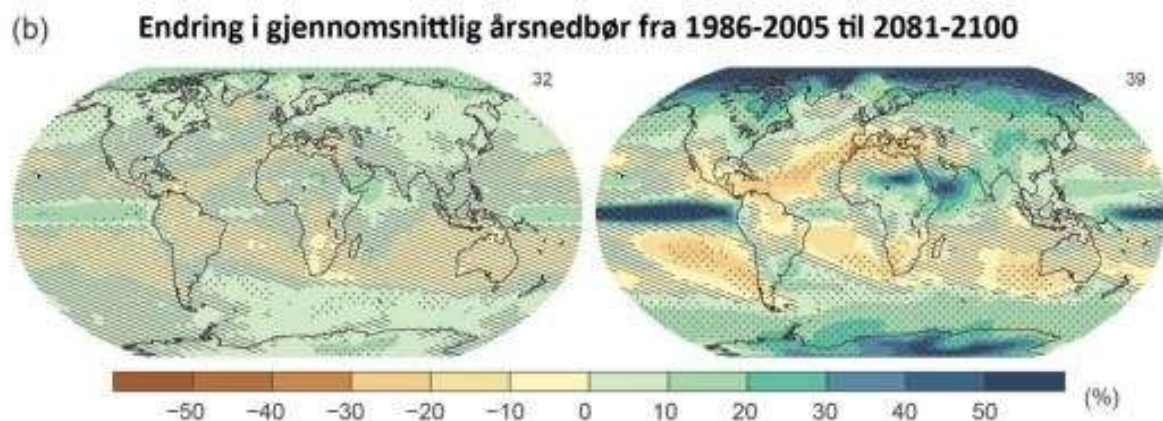
Endret klimapådriv er knyttet til tallene for de ulike utviklingsbanene og er endret klimapådriv i watt/m² i 2100 i forhold til førindustriell tid (*Hovedfunn fra første delrapport 2013*).

Nedenfor er et sammendrag av resultatene fra IPCCs 5. rapport (Stocker et al. 2013), ut ifra de ulike utviklingsbanene:

- Det er 66-100 % sannsynlighet at globale gjennomsnittstemperaturen vil øke med mer enn 1,5 °C for de tre utviklingsbanene med høyest utslipp.
- For utviklingsbanene med høyest utslipp kan temperaturen øke med 4 °C.
- Forskjellen i nedbør i våte og tørre regioner og mellom våte og tørre årstider vil øke, selv om det kan være regionale unntak.

¹ Sosioøkonomisk: Angår sosial og økonomisk stilling.

- Temperaturen i havet vil fortsette å øke gjennom det 21. århundret. Varme vil gå fra overflaten til dypet i havet og påvirke havsirkulasjonene.
- Det er svært sannsynlig at det arktiske isdekket vil fortsette krympe og at det vårlige snødekket på den nordlige halvkule vil avta i løpet av det 21. århundret når den globale middeltemperaturen stiger. Volumet av isbreene på jorden vil synke.
- Gjennomsnittlig havnivået vil fortsette å stige gjennom det 21. århundret på grunn av økt havtemperatur og økt tap av masse fra isbreer og is.
- Klimaendringene vil påvirke karbonsyklusen slik at innholdet av CO₂ i atmosfæren vil øke. Ytterligere opptak av karbon i havet vil øke havforsuringen.
- Samlet utslipp av CO₂ vil avgjøre den totale globale middeltemperaturoppvarmingen fra slutten av det 21. århundret og utover. De fleste aspekter av klimaendringene vil vedvare i mange århundrer selv om utslippene av CO₂ er stoppet.
- Ved høye breddegrader og rundt Stillehavet er det sannsynlig at årsmiddelnedbøren øker ved slutten av det 21. århundre. Ved midlere breddegrader og subtropiske tørre regioner vil nedbøren trolig avta, mens det ved midlere breddegrader i våte områder trolig vil øke.
- Hendelser med ekstremnedbør i landområder over midlere breddegrader og våte tropiske regioner vil svært sannsynlig bli mer intense og hyppigere innen utgangen av dette århundret i forbindelse med at den globale middeltemperaturen øker.



Figur 2: Endring i gjennomsnittlig nedbør (1986-2005 til 2081-2100) (Stocker et al. 2013).

2.3 Klima i Norge

Norges klima er preget av store variasjoner på grunn av landets geografiske forhold. Landet strekker seg over mer enn 13 breddegrader (*Klimaet i Norge* 2013), og markerte dalfører med høye fjellpartier og dype fjorder er av viktig betydning for klimaet. Det er store variasjoner fra år til år (Dannevig & Harstveit 2013). Mottatt solenergi gjennom året varierer mye for de ulike områdene i landet. Sterk vind forekommer ofte ved kysten og i fjellet. Nedbørfordelingen er nært knyttet til topografi og vindforhold. I vest, der det er mye fjell, finner man steder med opptil 3000 mm som normal årsnedbør. I jordbruksstrøk er fra 500 mm til 1000 mm vanlig årsnedbør. Gjennomsnittlig årsnedbør over hele landet er 1400 mm pr. år. Det faller minst nedbør på våren og ettervinteren, og mest om vinteren. Iløpet av året er det 200 dager med nedbør langs vestkysten, 150 innenfor lystområdene og 100 dager i innlandet (Dannevig & Harstveit 2013).

2.3.1 Observerte klimaendringer i Norge

Under følger en beskrivelse av observerte klimaendringer i Norge frem til i dag (*Klimaendringer i Norge frem til idag* 2013), basert på IPCCs 5. rapport og forskning knyttet til klimaendringer i Norge.

Temperatur: Temperaturen over fastlands-Norge har økt med 0,85 grader fra 1880 til 2012, som er det samme som den globale verdien.

Havtemperatur: Temperaturen i Atlanterhavsvannet har økt med om lag 1 grad i tidsrommet fra 1971 til 2010. Det er imidlertid store lokale variasjoner avhengig av tidsperiode og på midten av 1950-tallet var ikke temperaturen betydelig lavere enn i dag.

Havnivå: Norge har hatt mindre havstigning enn global middelvei på 3 mm pr år siden 1993. Dette skyldes landheving som følge av at isen som lå i Skandinavia og Finland under siste istid smeltet vekk. Havnivået har steget omtrent 1 mm i året langs Finnmark- og Vestlandskysten, mens den har sunket 0,5 – 1 mm i Nord- og Midt Norge og 2 mm i indre Oslofjord. Temperatur, saltinnhold og havstrømmer påvirker i tillegg lokal havstigning.

Havforsuring: Overflatevann i Barentshavet, Nordsjøen, Norskehavet og Framstedet har hatt en nedgang i pH de siste 30 år på mellom 0,07 til 0,11 pH-enheter. Dette tilsvarer de globale verdiene siden starten av den industrielle revolusjon.

Isbreer: På 2000-tallet har omtrent alle norske breer blitt mindre.

Nedbør: Nedbøren har økt med 19 % siden forrige århundre, og Vestlandet har den største økningen.

Nedbørsintensitet: Antall ekstreme nedbørshendelser har økt med 25-30 % de siste 100 år, basert på målinger fra de meteorologiske stasjonene i Norge.

2.3.2 Klimaframskrivninger i Norge

Klimaet i Norge i fremtiden forventes å bli varmere og våtere med hyppigere ekstreme nedbørshendelser, forsuring av havet og isbreer som smelter vekk. Naturlige variasjoner, klimasystemets følsomhet og hvor store de menneskeskapte utslippene blir avgjør hvor store klimaendringene kommer til å bli.

Under følger noen hovedmomenter for hvordan fremtidens klima vil bli i Norge (*Fremtidens klima i Norge* 2013), basert på IPCCs 5. rapport og forskning knyttet til klimaendringer i Norge.

- Det forventes store regionale forskjeller i temperaturøkningen med størst temperaturøkning i Finnmark med opp til 4 °C om vinteren, sammenlignet med 1971-2000. Vestlandet vil få minst forventet oppvarming med 1,5 °C i forhold til samme periode.
- Temperaturøkning mellom 2-3 °C de fleste steder om sommeren, og noe sterkere i nord.
- Gjennomsnittlig årsnedbør forventes å øke med 5 til 30 % mot slutten av århundret, med største økning høst, vinter og vår.
- Sør- og Østlandet kan få tidvis perioder med tørke på grunn av redusert nedbør om sommeren.
- Om vinteren kan nedbøren øke med 40-50 % på deler av Sør-, Øst- og Vestlandet ved høy fremskrivning.
- Økning i antall ekstreme nedbørshendelser med 30 til 70 % mot slutten av århundret.
- Flomstørrelsen kan øke med 20 til 60 % mot slutten av århundret langs kysten.
- Snøsmelteflommene kommer tidligere på året.
- Overflatetemperaturen i havene stiger.
- Flesteparten av breene vil sannsynlig fortsette å minke når temperaturen stiger.
- Vannstanden vil ved lave fremskrivninger variere fra – 15 til + 25 cm og for høye fremskrivninger fra + 40 til + 85 cm i perioden 2090-2099.

2.3.3 Klimatilpasning i Norge

”Klimatilpasning Norge” er et ledd i regjeringens arbeid med klimatilpasning og ble opprettet i mai 2007. Arbeidet ledes av Miljøverndepartementet (*Om klimatilpasning i Norge* 2013). 7. mai 2013 la Regjeringen frem Stortingsmeldingen om hvordan vi skal klimatilpasse oss i Norge. Målet med stortingsmeldingen er ”å redegjøre kort og overordnet for den utfordringen klimaendringene representerer for det norske samfunnet, og legge bedre til rette for at de som blir berørt av klimaendringene kan utvikle en strategi for klimatilpasning og treffe effektive tilpasningstiltak (*Klimatilpasning i Norge* 2013)”.

”Klimatilpasning i Norge” har en egen portal på Miljøverndepartementet sin internettside med informasjon, veiledere og verktøy til bruk i kommunal planlegging. Målet med portalen er å samle aktuell kunnskap og informasjon om klimatilpasning på et sted. Alle sektorer og forvaltningsnivåer er ansvarlig for å redusere konsekvensene av dagens og framtidens klima. I

arbeidet med klimatilpasning har kommunene en svært sentral rolle da de fleste tiltak gjennomføres i kommunene. Kommunene må ta hensyn til klimaendringene ved planlegging av nye tiltak og det er laget en veileder for hvordan dette kan gjøres. Veilederen viser hvordan det bør tas hensyn til klimaendringer på ulike plannivåer og prosesser for ny og eksisterende bebyggelse (*Om klimatilpasning i Norge 2013*).

Det er laget kart basert på klimamodeller for blant annet temperatur og nedbør for lav, middels og høy framskriving i forhold til normalperioden 1961-90, fra rapporten ”Klima i Norge 2100”. Kartene kan være et hjelpemiddel for kommunene når de skal planlegge for klimaendringer (*Temperatur- og nedbørendringer 2050 og 2100 2013*).



Figur 3: Kart fra ”Klima i Norge 2100” som viser hvilke fremtidige nedbørsendringer (til venstre) og temperaturendringer (til høyre) som forventes frem til 2050 (*Temperatur- og nedbørendringer 2050 og 2100 2013*).

3 Urbanhydrologi

Hydrologi blir definert som ”det geofysiske faget som omhandler vannet på jorden, forekomsten, sirkulasjonen og fordelingen av dette, de kjemiske og fysiske egenskapene og reaksjonene med omgivelsene, inkludert relasjonen til levende organismer (*Hydrologi 2008*). Elvene er en nasjonal ressurs i Norge og vassdragene ligger spredt i hele landet. Vannet fordampes og kommer tilbake som nedbør og er stadig i bevegelse via hav, sjøer og elver. Vannet infiltrerer i jordoverflaten og går via markvannssonen til grunnvannet. Regn og snøsmelting i tillegg til mark- og grunnvannsmagasin fører vann til elvene (*Vannets kretslop 2009*). Når områder blir utbygd fører dette til arealer med impermeable flater. Dette endrer nedbørfeltets karakter og den naturlige vannbalansen og gir utfordringer som må håndteres. Den delen av vannets kretslop som er knyttet til bebygde områder både over og under bakken kalles urbanhydrologi (*Urbanhydrologi 2009*).

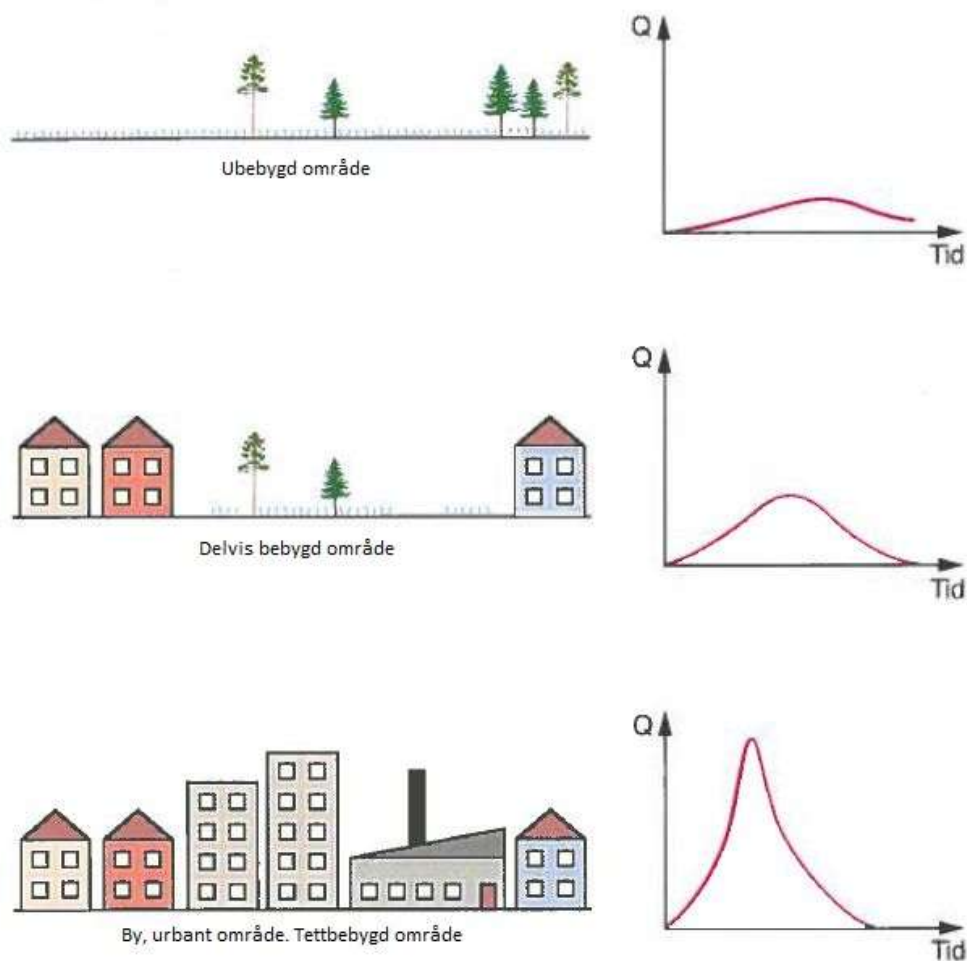
Hydrologiske effekter av urbanisering er:

- Senkning av grunnvannsstanden fordi mindre vann infiltreres i grunnen.
- Overflateavrenningen øker i volum og intensitet fordi andel tette flater økes.

- Infiltrasjonen i grunnen minker på grunn av mindre områder med permeable flater.
- Fordampning fra overflaten reduseres på grunn av redusert vegetasjon
(Urbanhydrologi 2009)

Urbanisering har flere praktiske konsekvenser for samfunnet:

- Økt fare for oversvømmelse av veier, hus og anlegg.
- Vegetasjonsuttørring.
- Setningskader på anlegg og hus.
- Økt volum- og forurensningsmessig påkjenning for resipient.
(Urbanhydrologi 2009).



Figur 4: Urbaniseringens påvirkning på avrenningen. Q = avrenningsintensiteten (Ødegaard et al. 2012).

3.1 Fellesavløpssystem og separatavløpssystem

Ved urbanisering må det bygges nye systemer for å lede vannet vekk. Vannet fra urbaniserte områder kan deles i to forskjellige typer; overvann og spillvann. Avløpssystemets funksjon er å samle opp, lede vekk og behandle dette vannet før det ledes til resipient.

Spillvann er avløpsvann fra husholdninger, arbeidsplasser og institusjoner som oppstår ved bruk av vann til blant annet vanning, matlaging, vasking og klosett. Overvann er overflateavrenning fra tette flater som hustak, veger og parkeringsplasser som ledes på overflaten (Ødegaard et al. 2012). Spillvann og overvann kan enten transporteres i fellesavløpssystem eller separatavløpssystem.

I fellesavløpssystem blir overvann og spillvann ført i samme ledning, og alt vannet blir ført til rensing i rensenanlegg. Spillvannsdelen av avløpsvannet er relativt konstant over året, men overvann varierer i forhold til hvor mye nedbør som faller. På fellesavløpssystem er det konstruert regnvannsoverløp som kan avlede avløpsvannet til nærmeste fjord eller vassdrag dersom tilrenningen blir for stor i forhold til kapasiteten for avløpssystemet. Fordelen med fellesavløpssystem er at det bare trenger å legges en ledning og forurensningene fra overvannet blir renses i rensenanlegg. Ulempene ved fellessystem er at mye vann som tilføres rensenanleggene ikke trenger å bli renses, og dermed øker driftskostnadene. Fellessystem fører til at det ved mye nedbør lettere oppstår oversvømmelse i kjellere. Ved mye nedbør der regnvannsoverløpet trer i kraft vil det bli ført forurensninger til vassdrag eller fjord. På grunn av at felleavløpssystem krever stor diameter kan det være vanskelig å oppnå selvrensing på tørrværsperioder. Dette gir avleiringer som kan reduserer kapasiteten (Ødegaard et al. 2012).

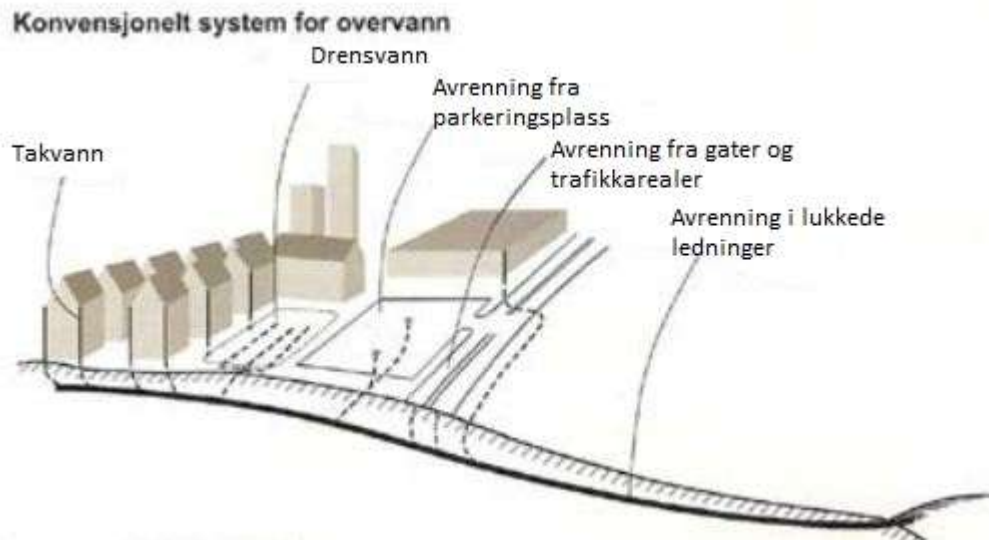
I separatavløpssystem er det separate ledninger for overvann og spillvann. Overvannet blir ledet til vassdrag eller fjord, mens spillvannet føres til rensenanlegg. Som oftest føres overvann fra hus og veger gjennom et sandfang. I sandfanget vil grus, sand og finkornet materiale holdes tilbake. En del forurensning, for eksempel fra biltrafikk er ofte bundet til finkornet materiale og sandfanget holder dermed tilbake en del av forurensningene i overvannet. Fordelen med separatsystem er at det blir mindre tilrenning til rensenanleggene slik at driftskostnadene holdes nede og rensingen av spillvannet blir bedre. I tillegg slipper man utslipp fra regnvannsoverløp. Ulempen med separatsystem er at ikke alt vannet blir renses før utløp til vassdrag eller fjord, og det er i tillegg en mulighet for feilkopling med spillvannsledninger inn på overvannsledninger som fører til forurensning (Ødegaard et al. 2012).

3.2 Overvannsproblematikk

Som resultat av urbanisering og flere tette overflater har overflateavrenningen økt og overvann har blitt et problem i mange områder, og flomskadene har økt de siste årene. Dette skyldes at infrastrukturen ikke har kapasitet til den økende belastningen, naturlige flomveger er endret og bekker og grøfter er lagt i rør. For å kunne bygge ut er i tillegg myrområder og dammer drenert. Det har også vært en økning i nedbør og temperatur, og flere episoder med intense nedbør. Større nedbørmengder og flere dager med regn gjør at jordoverflaten oftere har en mett eller tilnærmet mett tilstand med vann i overflaten og avrenningskoeffisientene vil dermed også øke. Større flommer vil derfor kunne forekomme ved samme nedbørsintensiteter som før. Effektene av klimaendringene er at skadeflommer vil kunne ses oftere og større i avløpsledningsnettet (Lindholm et al. 2007).

3.2.1 Tradisjonell overvannshåndtering

Håndtering av overvannet har tradisjonelt sett vært å lede overvannet vekk i lukkede rørsystemer fortst mulig i urbane områder. Formålet med denne metoden var å gi plass til urbane områder og sikre området mot oversvømmelse, men resultatet av flere tette flater og bortledning i rør er økt overvannsavrenning, økt hastighet, senkning av grunnvannsstanden, redusert biologisk mangfold og utslipp av overvannsfurensning. Kapasiteten i ledningssystemene blir for liten ved økende utbygging og resultatet er oversvømmelse og flom.



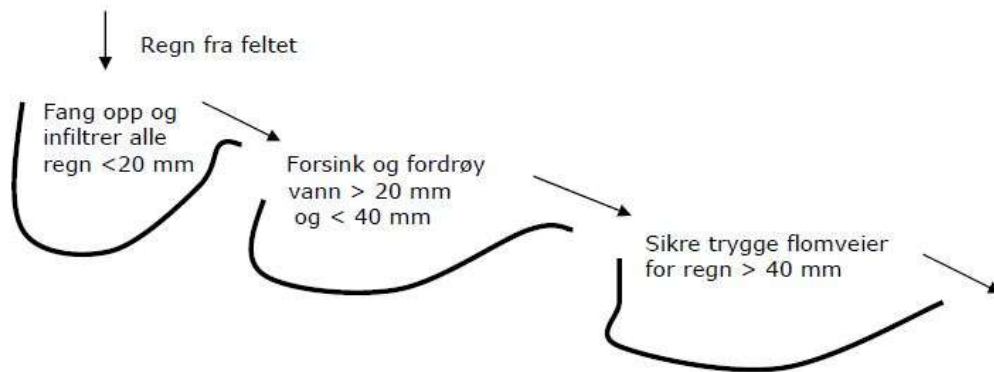
Figur 5: Konvensjonelt system for overvannshåndtering (Lindholm et al. 2008).

3.2.2 Fremtidens overvannshåndtering

For å løse problemene knyttet til overvann bør byvassdrag og overvann planlegges og behandles som en helhet, og krever god samhandling mellom overvannshåndtering og areal- og landskapsplanlegging. For å oppnå en god håndtering av overvannet bør overvannet håndteres lokalt via bortrenning i åpne vannveger og dammer og via infiltrasjon i grunnen. Dette kalles LOD – lokal overvannsdponering (Ødegaard et al. 2012).

NORVAR utga i 2008 en rapport (Rapport 162) om "Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering", som var en revisjon av tidligere rapport 144/2005 med samme navn. Formålet med revisjonen var at veiledningen også skulle ta hensyn til antatte klimaendringer. Visjonen er "å håndtere overvannet i størst mulig grad på overflaten som en synlig del av vassdraget og bybildet" (Lindholm et al. 2008). Dette skal gjøres gjennom å forebygge skader ved tilfredsstillende sikkerhet og reduksjon av vannfurensning, utnytte overvannet som en ressurs i bymiljøet og som rekreasjonsformål og styrke det biologiske mangfoldet (Lindholm et al. 2008). Rapporten gir anbefalinger i forhold til hvordan håndteringen av overvannet kan gjøres lokalt og ved bruk av åpne vannveger, grøfter og vassdrag. Veilederen er for VA-faglig personell, arealplanleggere og landskapsarkitekter som arbeider med overvannshåndtering i urbane områder (Lindholm et al. 2008).

Det foreslås i rapporten en treleddsstrategi for håndtering av nedbør. Prinsippet er at regn opp til et visst antall millimeter skal fanges opp og infiltreres. Ved større regn vil det regnet som ikke fanges opp og infiltreres føres videre til åpne dammer og vannveger som kan forsinke og fordrøye avrenningen. Ved store nedbør som ikke kan håndteres lokalt må det anlegges trygge og åpne flomveger (Lindholm et al. 2008).



Figur 6: Treleddsstrategi for håndtering av overvann (Lindholm et al. 2008).

Tabell 1 viser oversikt over ulike typer åpne overvannssystemer som kan benyttes. De ulike anleggene kjennetegnes ved at overvannet er synlig, til forskjell fra bortledning i lukkede systemer.

Tabell 1: Teknisk utforming av ulike kategorier av åpne overvannssystemer (Lindholm et al. 2008).

Kategori	Eksempel på teknisk utfordring
Lokal overvannshåndtering Infiltrasjon og fordrøyning i nærheten av kilden	Infiltrasjon på gresskledde flater Porøse dekker Infiltrasjon i steinfyllinger Tilfeldig ansamling av overvann på spesielle overflater for oversvømmelse Dammer Våtmarker
Fordrøyd bortledning	Forsenkninger Kanaler Bekker/grøfter
Samlet fordrøyning	Dammer Våtmarksområder Tjern/Innsjøer

Forslag til hvordan åpne overvannsystemer kan brukes og vil se ut i bybildet er vist i figur 7.



Figur 7: Åpen og lokal håndtering av overvann (Lindholm et al. 2008).

3.2.3 Forurensninger i overvann

Overvann har ulik grad av forurensninger avhengig av hvilke områder overvannet kommer fra. Overvann fra trafikkerte veier og tette byområder har normalt et høyt innhold av tungmetaller og miljøgifter. Vannkvaliteten bør tas hensyn til dersom vannet skal brukes som en del av landskapet og være tilgjengelig for mennesker, og forurenset overvann bør renses før det brukes som en ressurs. Forurenset overvann kan forhindres ved å legge til rette for redusert forurensningsinnhold gjennom for eksempel godt gaterenhold, tømning av sandfang og gatesluk og riktig materialvalg for bygninger (Lindholm et al. 2008). Forurensninger i overvann er nærmere beskrevet i avsnitt 7.2 "Forurensninger".

4 Lover og retningslinjer for vannforekomster

4.1 EUs vannrammedirektiv og vannforvaltningsforskriften

EUs rammedirektiv for vann er en helhetlig, felles vannpolitikk som gjelder for EU. Vanddirektivet er en av EUs viktigste og mest omfattende miljødirektiver. Tidligere var rettsaktene² for vann fragmentert i separate temadirektiver; blant annet drikkevann, nitrater, avløp, forurensningskontroll og naturvern. Vanddirektivet sørget for å samle alle gjeldende tema for vann. (*Vanddirektivet*)

² Rettsakt: Felles betegnelse for beslutninger om nytt regelverk og andre vedtak som er truffet med hjemmel i de grunnleggende traktatene (*Om medlemskap i Den europeiske union* 1994).

EUs vannrammedirektiv ble gjort gjeldende fra 2000 og hovedformålet er å sikre beskyttelse og bærekraftig bruk av vannmiljøet. EUs medlemsland er gjennom vanddirektivet pålagt å innføre nasjonale lovverk som oppfyller vanddirektivets intensjon.

I Norge gjennomfører Vannforskriften EUs vanddirektiv, og vannforskriften ble gjort gjeldende fra 2007. Et viktig formål med vannforskriften er å sikre at det utarbeides og vedtas helhetlige og regionale vannforvaltningsplaner i henhold til vanddirektivet. (*Vanddirektivet*)

4.1.1 Miljøsmål

Som følge av vannrammedirektivet skal alle vannforekomster i Norge ha god økologisk og kjemisk tilstand innen 2021.

For å vite hva som er en god tilstand for vannforekomster, har det blitt utarbeidet et klassifiseringssystem som gir konkrete klassegrenser for en rekke fysiske, kjemiske og biologiske parametere av betydning for miljøtilstand i innsjøer, elver, kystvann og grunnvann. Tilstandskvaliteten er delt inn i 5 klasser; fra svært dårlig til svært god. Målet er å enten opprettholde minimum ”god kvalitet” eller å oppnå ”god kvalitet”. (Direktoratsgruppa Vanddirektivet 2009)

Tabell 2: Tilstandsklasser og miljøsmål knyttet til EUs vanddirektiv (Direktoratsgruppa Vanddirektivet 2009).

Klasse	Tilstand miljøsmål
Svært god	Miljøsmål tilfredstilt
God	
Moderat	Tiltak nødvendig for å nå miljøsmål
Dårlig	
Svært dårlig	

For å kombinere flere kvalitetselementer til ett resultat for vannforekomsten gjelder den parameteren som har dårligst tilstand. Det betyr at den parameteren med verst tilstand bestemmer klassen for vannforekomsten. (Direktoratsgruppa Vanddirektivet 2009)

Miljømål for den økologiske tilstanden

”God økologisk tilstand er definert som ”akseptable avvik fra naturtilstanden” for de biologiske elementene, samt for fysisk-kjemiske og de hydromorfologiske støtteparametrene”. (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009)

Det finnes flere indikatorer og kvalitetselementer for å klassifisere den økologiske tilstanden for en vannforekomst. Blant disse er planteplankton, bunnfauna, fisk og hydromorfologiske³ støtteparametere. (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009)

Planteplankton lever i innsjøens øvre sirkulære vannlag og er grunnlaget for produksjon av dyreplankton og fisk. Planktonet er svært følsomt ovenfor økning av næringsstofftilførsler og i starten vil en økning føre til økt algemengde uten at artssammensetningen endres. Ved større tilførsler av næringsstoffer endres artssammensetningen og det oppstår ofte giftige alger som ikke er spiselige for andre akvatiske arter. (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009)

Bunndyr er forskjellige smådyr som lever helt eller delvis på bunnen av innsjøer og elver. Eksempler på bunndyr er insekter, mark, igler, snegler muslinger, små krepsdyr og vannmidd. Det er med andre ord mange arter som lever i vannforekomster og disse krever ulike typer miljø. Det finnes arter som er svært følsomme ovenfor forurensninger og arter som tåler forurensninger mye bedre. Dette er en forutsetning for å bruke bunndyr som indikator av økologisk tilstand og en viktig grunn til at de blir mye brukt. (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009)

Fisk kan brukes som respons på generell miljøpåvirkning. Klassifiseringen av fiskesamfunn er basert på endringer i fiskebestand. Vanndirektivet krever tre indikatorer for fisk ut fra mengde, artssammensetning og aldersstruktur. (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009)

Miljømål for den kjemiske tilstanden

I forbindelse med ”god kjemisk tilstand” har det blitt utarbeidet en liste over miljøgifter og tillatte grenseverdier for disse, ut i fra hvilken type vannforekomst det gjelder. Denne listen heter ”Prioriterte stoffer”. (*Prioriterte stoffer*)

Grenseverdier for vann er oppgitt enten som en maksimal tillatt verdi eller et årlig gjennomsnitt. God kjemisk tilstand basert på vannprøver tilsier at målinger av alle forbindelser i alle vannprøver ligger under den maksimalt tillatte grensen eller at gjennomsnittet av alle konsentrasjoner gjennom et år ikke overskriver årlig gjennomsnitt. (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009)

³ Hydromorfologi: Endringer i hydromorfologi kan gi habitatsforringelse. Eksempler er kanalisering, masseuttak, endring i basisvannføring, kulverter og vannuttak (Fagbokforlaget).

4.1.2 Prioriterte stoffer

Listen over prioriterte stoffer har blitt utarbeidet ut i fra stoffenes risiko for det akvatiske miljøet og for menneskers helse via det akvatiske miljøet. Formålet er at utslipp av disse stoffene skal reduseres eller opphøre slik at det oppnås konsentrasjoner i vannmiljøet som ligger nær normale verdier for de stoffene som allerede finnes ute i naturen og nær null for menneskeskapt stoffer (*Prioriterte stoffer*).

Listen over de prioriterte stoffene revideres jevnlig og vil kunne utvides med andre forbindelser som er viktige for Norge (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009). Den består av 33 stoffer i dag. Disse er delt inn i tre kategorier:

- Prioriterte farlige stoffer
- Prioriterte farlige stoffer under vurdering
- Prioriterte stoffer

(*Prioriterte stoffer*)

Stoffene i ”Prioriterte farlige stoffer” er spesielt giftige eller ikke-nedbrytbare (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009), og utslipp fra denne kategorien skal opphøre innen 2020 og utslipp av kategori 3, ”Prioriterte stoffer”, skal reduseres. ”Prioriterte stoffer under vurdering” skal vurderes om de skal overføres til ”Prioriterte farlige stoffer” eller ”Prioriterte stoffer”. (*Prioriterte stoffer*)

4.2 Retningslinjer for rensing av overvann i Oslo kommune

Ansvarsforholdet rundt overvann kan virke noe uklart. Det finnes ikke klare retningslinjer på når overvann må renses eller hvor stor rensegrad som er påkrevd. Både gjennom prosessen med skriving av masteroppgaven og samtalen med Fylkesmannen i Oslo og Akershus har problematikken rundt forurensningsansvaret blitt tydelig.

I et nevnt eksempel under Tekna-konferansen ”En blågrønn framtid - vårt ansvar?”, ble det belyst hvor uklart ansvarsforholdet for overvannet er. En kommune hadde problemer med oversvømmelse i sentrum og vann- og avløpsavdelingen fikk ansvaret for håndteringen av overvann i rør, under bakken. Kommunen foreslo LOD-tiltak og blågrønne løsninger for å løse oversvømmelsesproblematikken. Dermed ble overvannshåndteringen flyttet opp på gatetun og ble vegavdelingens ansvar. Til slutt havnet ansvaret hos parkavdelingen fordi overvannshåndteringen ville være i grønne arealer. Resultatet var framdriften ble forsinket fordi ansvarsforholdet var så uklart. (Strøm 2013)

4.2.1 Fylkesmannen i Oslo og Akershus

”Notat om påslipp til kommunalt ledningsnett og anleggsvirksomhet” (Fylkesmannen i Oslo og Akershus 2013b) er et notat som er ment å klargjøre ansvars- og oppgavefordelingen mellom Fylkesmannen og kommunen angående påslipp og anleggsvirksomhet. Bakgrunnen

for notatet er blant annet å bedre samarbeidet og samordningen mellom kommune og Fylkesmannen og mer effektiv bruk av de samlede ressursene for å bekjempe forurensninger.

I notatet fra Fylkesmannen i Oslo og Akershus (2013) står det at det er forurenser som skal betale for løsninger og at det legges til grunn to prinsipper for å begrense påslipp av forurensninger til det kommunale avløpsnett:

1. Forurensninger skal i all hovedsak stoppes ved kilden. Dette medfører at forurensninger i overvann først og fremst skal begrenses ved kilden ved bruk av riktige miljøtekniske løsninger.
2. For påslipp av miljøgifter til det kommunale avløpsnett skal avløpsnett betraktes som en sårbar resipient for å redusere utslipp fra avløpsanleggene og for å få en forbedret slamkvalitet.

(Fylkesmannen i Oslo og Akershus 2013b)

Det står også i notatet (2013) at det er Fylkesmannen som er forureningsmyndighet for overvann som er eller kan tillates ført til et anlegg for transport og behandling av overvann.

Ved rensing av overvann er det viktig å se overvannet i sammenheng med resipient. For å vurdere forureningsfaren i overvann kan én tilnærming være å bruke konsentrasjonen av suspendert stoff som indikator. Om konsentrasjonen av suspendert stoff er over 100 mg SS/l kan det være en indikasjon på høye verdier av miljøgifter. (Fylkesmannen i Oslo og Akershus 2013b)

4.2.2 Oslo kommunes veileder for utbygger

Oslo kommune ønsker helst at alt overvann skal infiltreres i grunnen, men er inneforstått med at det alltid ikke er mulig med tanke på infiltrasjonskapasiteten i grunnen og vannmengdene som oppstår under større regn. Overvann kan derfor føres til nærmeste bekk eller elv. Disse resipientene kan imidlertid være sårbare for tilførsler av store vannmengder på kort tid og forurensninger, og det står i veilederen at overvannet bør renses og eventuelt fordrøyes før det slippes på. (Vann- og avløpsetaten 2012c)

Det finnes ingen klare regler for hvor stor rensegrad som må oppnås før overvannet kan slippes på resipient og VAV anbefaler derfor at det utføres en miljørisikovurdering av overvannet. En slik vurdering skal belyse hvilke konsekvenser utslippet kan få for resipienten. (Vann- og avløpsetaten 2012c)

Videre i ”Veileder for utbygger” står det hva en miljørisikovurdering minimum bør inneholde;

- Forureningsinnhold for partikulært materiale, pH, ledningsevne, saltinnhold, næringsstoffer, miljøgifter
- Overvannsmengder
- Resipientens sårbarhet, vannføring og type
- Biologien i vassdraget og graden den kan bli påvirket av overvannet

(Vann- og avløpsetaten 2012c)

4.3 Strategier og tiltak i Oslo kommune

4.3.1 Byøkologisk program

Byøkologisk program beskriver Oslo kommunes overordnede miljøpolitikk og ble vedtatt av bystyret i 2011 (*Miljøpolitikk for Oslo: Byøkologisk program 2011-2026* 2011).

Visjon og hovedmål for byøkologisk program 2011-2026 er at "Oslo skal være et bærekraftig bysamfunn der alle har rett til ren luft, rent vann og tilgang på gode friområder." (Byøkologisk program 2011-2026 2011). Det har blitt valgt 8 innsatsområder som det skal fokuseres på og for hvert innsatsområde er det beskrevet mål, tiltak og strategier for å nå målene og beskrivelse av indikatorer for måloppnåelse (*Miljøpolitikk for Oslo: Byøkologisk program 2011-2026* 2011).

Ett av innsatsområdene som Oslo kommune har definert, er å bevare og styrke Oslo sin blågrønne struktur. For å nå dette målet har det blitt konkretisert 6 delmål, hvorav ett av delmålene handler om gjenåpning av elver og bekker og skapelse av blågrønne korridorer. To av de andre delmålene omhandler "utvikling og bevaring av det biologiske mangfoldet" og om "miljøeffektiv forvaltning av drikkevannsforsyningen, grunnvannet, vassdragene og fjorden". (Byøkologisk program 2011-2026 2011)

Strategier og tiltak som er definert for "miljøeffektiv forvaltning av drikkevannsforsyningen, vassdragene, grunnvannet og fjorden" er å håndtere regnvann lokalt. På denne måten opprettholdes det naturlige kretsløpet og selvrensningsevnen til naturen blir utnyttet. Vegvann må renses gjennom rensebasseng før det slippes ut i vassdragene. (Byøkologisk program 2011-2026 2011)

Strategier og tiltak som skal gjennomføres for å få gjenåpnet bekker og elver er å "systematisk arbeide for å gjenåpne rørlagte elve- og bekkestrekninger, og opparbeide turveger langs Oslos syv elver der dette er mulig og hensiktsmessig". (Byøkologisk program 2011-2026 2011). Der det er mulig skal gjenåpnet trasé følge det historiske bekkeløpet og langs elvene skal det opprettes grøntkorridorer og grønne byrom.

For bevaring og utvikling av det biologiske mangfoldet i Oslo er et av tiltakene å "verne og rehabilitere økosystemer, naturlige habitat og levedyktige bestander av truede arter". (Byøkologisk program 2011-2026 2011)

4.3.2 Hovedplan for avløp og vannmiljø 2000-2015

Hovedplan for avløp og vannmiljø (HPA) er et overordnet styringsdokument for planlegging, bygging, drift og vedlikehold av kommunale avløpssystemer. Den angir hvilke mål som fastsettes i planperioden og hvordan VAV skal oppfylle de lovpålagte krav. (Hovedplan for avløp og vannmiljø i Oslo 2000)

For HPA 2000-2015 er det definert to ambisjonsnivåer for utviklingen av vassdragene. Alternativ 1 er minimumskravet og har som mål å utbedre avløpssystemet og å opprette rensiltak på overvann. Alternativ 2 kombinerer alternativ 1 med å bevare og forsterke byens blågrønne struktur. Under alternativ 2 er det konkretisert at det er ønskelig å oppnå nullutslipp av forurenset avløpsvann, redusert forurensning fra trafikkarealer i Groruddalen og å bedre selvrensningsevnen i vassdragene ved bygging av dammer og gjenåpning av bekker. (Hovedplan for avløp og vannmiljø i Oslo 2000)

For å nå målet om nullutslipp av forurenset avløpsvann er det nødt til og iverksettes en rekke tiltak. Blant dem er reparasjon av lekkasjer på avløpsnett, oppretting av feilkoblinger, reduksjon av antall overløp, rensiltak for overvann fra trafikkområder, bygging av rensedammer og gjenåpning av bekker. (Hovedplan for avløp og vannmiljø i Oslo 2000)

I følge hovedplanen er Alna svært forurenset. Dette kommer av den enorme vegavrenningen som renner til vassdraget og av at store områder nederst i dalbunnen brukes til fyllplass for avfall. I tillegg kommer utslippene fra avløpsnett ved oversvømmelse. (Hovedplan for avløp og vannmiljø i Oslo 2000) For Oslo kommune blir satsningsområdene for Alna å gi elva tilbake sin naturlige plass som natur- og rekreasjonsområde i Groruddalen. For å få til dette er vannkvaliteten i Alna nødt til å forbedres. Av alle vassdragene i Oslo er det Alna som skal prioriteres først fordi den er verst forurenset av dem alle og en forbedring vil gi størst effekt for flest innbyggere. (Hovedplan for avløp og vannmiljø i Oslo 2000)

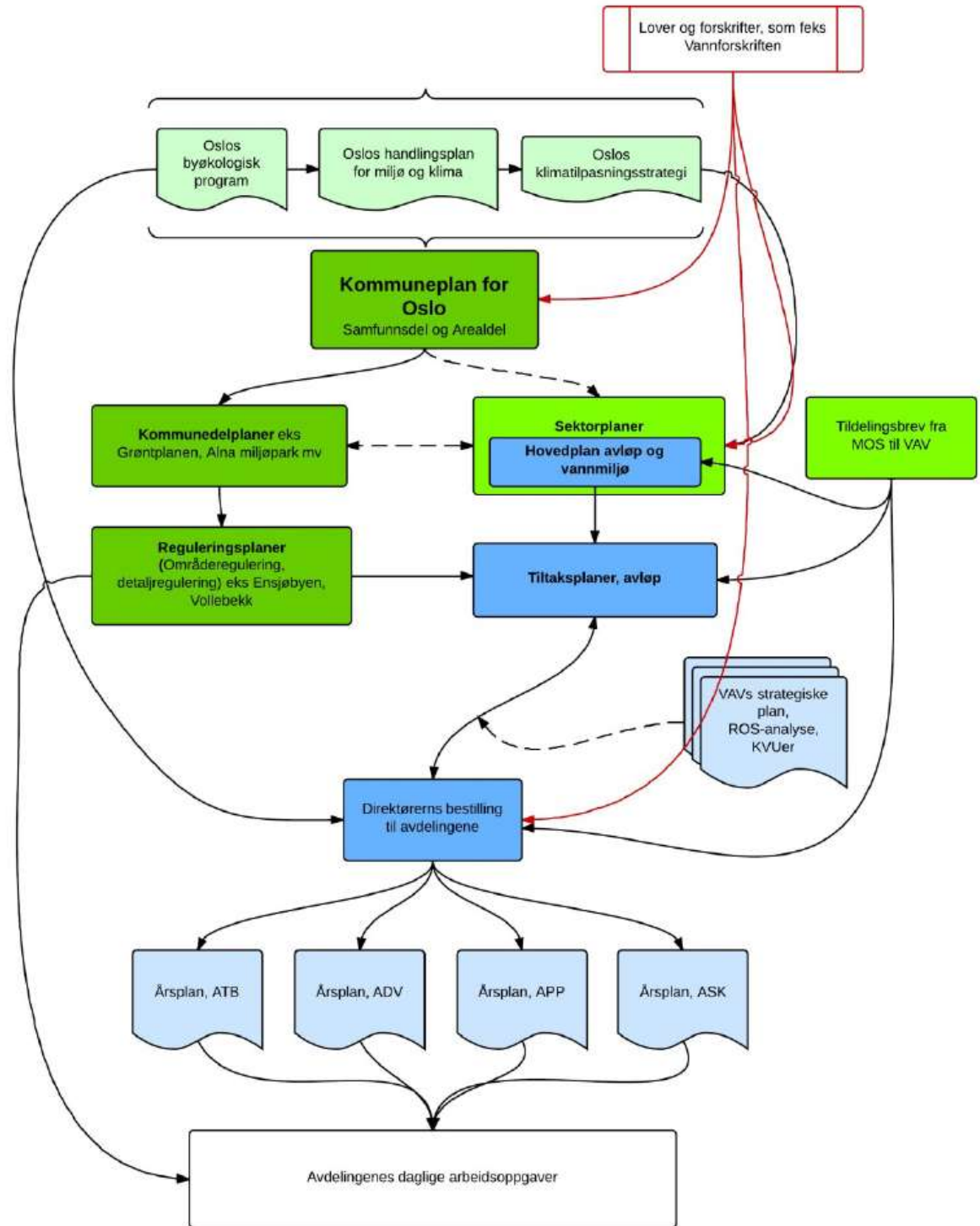
4.3.3 Hovedplan for avløp og vannmiljø 2013-2030

Høsten 2013 lages det en ny ”Hovedplan for avløp og vannmiljø” og denne skal gjelde for perioden 2013-2030. Utgangspunktet for HPA er de mange styrende dokumentene, lovene og forskriftene vist i figur 8, og i HPA for 2013-2030 er hovedtrekkene for alle disse oppsummert:

”Et samlende hovedformål i lover og styrende dokumenter er å bygge robuste avløpssystemer som møter klimaendringer, befolkningsøkning og fortetting. Da vil vi kunne bidra til å oppnå god økologisk og kjemisk tilstand i vannforekomstene, og minimalt med skader og ulemper for mennesker, infrastruktur og natur. Gjenåpning av elver og bekker, samt risiko- og sårbarhetsanalyser på avløpssystemet (både som objekt og som påvirkning på omgivelsene), er nøkkeltiltak for å oppnå dette.”

(Hovedplan avløp og vannmiljø 2013-2030 2013)

Dette viser at gjenåpning av elver og bekker også vil være et prioritert område for fremtiden.



Figur 8: Hovedplanens plass i plansystemet (Hovedplan avløp og vannmiljø 2013-2030 2013)

5 Dimensjonerende normer

5.1 Dimensjonerende avrenningsforhold

Nedbørsforholdene og området karakter påvirker avrenningsforholdene av overvann. I tillegg er avrenningssituasjonen påvirket av de ulike årstidene ved at det om vinteren gjerne er regn på frossen mark som øker avrenningen fra permeable flater i forhold til sommersituasjon, da det er intense regnbyger og avrenning i hovedsak fra tette flater. Vinter- og vår situasjoner er også preget av smelting av snø som gjør at avrenningen kan overskride regnvolumet. For små nedbørsfelt på 20-50 hektar vil sommersituasjonen gi størst avrenningstopp og dimensjonerende vannføring. For større nedbørsfelt bør vinteravrenning med frossen og snødekket mark og langvarige regn og høstavrenning med våt mark og langvarig regn beregnes for, i tillegg til sommerregn. Den største avrenningen gir dimensjonerende avrenning. Høst- og vintersituasjon gir ofte størst spiss- og volumavrenning for større felt (Lindholm et al. 2008).

5.2 Gjentakintervall

Gjentaksintervall defineres som antall år det gjennomsnittlig vil gå mellom hver gang en like stor eller større nedbørshendelse inntreffer (Olje og energidirektoratet 1996).

Valg av gjentakintervall bør vurderes i forhold til bærekraftige løsninger og samfunnsøkonomiske betraktninger. Optimalt gjentakintervall kan vurderes for hvert enkelt tilfelle, eller man kan bruke Norsk Vanns anbefalinger som minimumskrav. Ved dimensjonerende regnskylhyppighet skal ledningsnett bare fylles til topp av rør. For oversvømmelseshyppighet skal oversvømmelsesnivået regnes 90 cm over topp rør, som normalt regnes som kjellernivå (Lindholm et al. 2008).

Tabell 3: Norsk vanns anbefalte minimums dimensjonerende hyppigheter for separat- og fellesavløpssystem (Lindholm et al. 2008).

Dimensjonerende regnskylhyppighet (1 i løpet av "n" år)	Plassering	Dimensjonerende oversvømmelseshyppighet (1 av løpet av "n" år)
1 i løpet av 5	Områder med lavt skadepotensiale (utkantområder, landsbrukskommuner)	1 i løpet av 10
1 i løpet av 10	Boligområder	1 i løpet av 20
1 i løpet av 20	Bysenter/industriområder/ forretningsstrøk	1 i løpet av 30
1 i løpet av 30	Underganger/områder med meget høyt skadepotensial	1 i løpet av 50

5.3 Klimafaktor

Klimafaktor skal ta hensyn til fremtidig nedbørsendring som følge av klimaendringer. Klimafaktoren multipliseres med regnintensiteten som er valgt, hentet fra IVF-kurve. Påslaget avhenger av hvor mange år frem i tid som skal dimensjoneres for. Enkelte kommuner har lagt til grunn en klimafaktor som skal brukes ved dimensjonering (Vegbygging 2011).

5.4 Konsentrasjonstid for feltet

Konsentrasjonstid for feltet er den tiden det tar for en dråpe som faller ytterst i et nedbørsfelt når frem til utløpet av feltet. Ved dimensjonering er formålet å finne maksimal overvannsføring og varigheten av regnskylllet settes lik konsentrasjonstiden for feltet, slik at hele regnet for hele området kommer med i beregningen. Ved bruk av IVF-kurver settes derfor dimensjonerende regnvarighet, t_r , lik konsentrasjonstiden, t_k (Ødegaard et al. 2012).

Konsentrasjonstiden for feltet, t_k , består av tiden vannet rennet på overflaten frem til sluket, t_t , og strømningstiden i rørsystemet, t_s .

Tiden vannet renner på overflaten anslås, t_t , anslås ofte til ca. 3-7 minutter i urbaniserte områder (Ødegaard et al. 2012). For mer nøyaktige beregninger kan nomogrammer⁴ brukes. Nomogrammer viser tilrenningstiden som funksjon av markens beskaffenhet, midlere helning og strømningslengde.

Strømningstiden i rørene, i sekunder, er

$$t_s = \frac{L}{v}$$

Formel 1: Strømningstid i rør (Ødegaard et al. 2012)

Her er:

L *Lengden av ledninger frem til utløpspunktet, m*

v *Vannhastigheten i ledningene, m/s*

Det anbefales å sette vannhastigheten til 1,5 – 2 m/s (Ødegaard et al. 2012).

⁴ Nomogram: Grafisk metode for å beskrive sammenhengen mellom to eller flere fysiske eller matematiske størrelser (Store norske leksikon 2005-2007b).

5.5 Beregning av overvannsavrenning

For å dimensjonere et overvannssystem må man ha kjennskap til hvilke overvannsmengder som vil forekomme. Dette kan gjøres enten ved manuelle metoder eller EDB-baserte matematiske modeller.

Manuelle metoder:

- Den rasjonelle formel: Ved den rasjonelle formel finner man avrent vannføring i liter per sekund ved å multiplisere avrenningskoeffisienten for feltet med arealet og nedbørsintensiteten. Avrenningskoeffisienten er forholdet mellom avrent overvann for området og nedbøren som faller over området. Gjentakintervall som ønskes beregnet for velges. Konsentrasjonstiden settes lik regnets varighet, og nedbørsintensiteten hentes ut fra en IVF-kurve for området for det gjentakintervallet som er valgt. Den rasjonelle metode brukes ofte for små, urbane felt på mellom 20 – 50 hektar.
- Summasjonskurvemetoden: Summasjonskurvemetoden får frem betydningen av mange ulike delfelts innvirkning på den totale avrenningen. Ved summasjonskurvemetoden deles feltet opp i ulike felt som tar for seg hvert ledningsstrek. Man beregner redusert areal for hvert delfelt ved å multiplisere arealet med avrenningsfaktoren. Konsentrasjonstiden for feltet settes lik regnvarigheten. Det beregnes for når hvert felt vil delta med avrenning som summeres for hele varigheten. Det totale reduserte areal ganges til slutt med regnintensiteten for alle tidsintervaller (Ødegaard et al. 2012).

Matematiske modeller:

Ved bruk av manuelle metoder er forutsetningen at rørene ikke går mer enn så vidt fulle, som vil si at det ikke oppstår oppstuvning. Dersom man vil beregne for oppstuvningssituasjoner må man bruke EDB-baserte matematiske modeller. Dette vil si programmer som MOUSE, SWMM eller tilsvarende. Fordelen med matematiske modeller er at man kan legge inn en mer realistisk fremstilling av regnet ved å dele opp i ulike intervaller og intensiteter, i stedet for å benytte konstante kasseregn som brukes i manuelle metoder. De matematiske modellene kan også simulere situasjoner med magasinering i kummer, fall på rør, ruhet, overflatemagasinering og energitap. Man kan få resultatene fremstilt for ulike deler av tidsintervallet og man kan se på tilstand i rør og kummer underveis i simuleringen (Lindholm et al. 2008). Matematiske modeller bør benyttes for områder større enn 20-50 hektar (Ødegaard et al. 2012).

Analyseområdet

6 Groruddalen og Alna

Groruddalen består av fire bydeler. Disse er Bjerke, Alna, Grorud og Stovner. Til sammen utgjør disse bydelene 130 000 innbyggere og det tilsvarer omtrent en femtedel av Oslos befolkning. (*Om Groruddalssatsingen 2007*)

Alna bydel ble opprettet i 2004 og består i dag av de tidligere bydelene Furuset og Hellerud. Størrelsen på Alna er 13,7 km² og i 2011 hadde bydelen ca. 47.000 innbyggere. Området domineres av lagerbygg, samferdsel, industri og næringsbygg. Fram til 1960 var Alna i stor grad bestående av landbruksbebyggelse, men opplevde fra 1970-årene en sterk boligbygging (Store norske leksikon 2005-2007a).



Figur 9: Oversiktskart over bydelene i Oslo kommune. Bydel Alna ligger nordøst i kommunen. (Oslo kommune 2003)

6.1 Groruddalssatsningen

Groruddalen utvikler seg raskt med tanke på befolkningssammensetning, trafikk og boområder. Dette er i hovedsak positivt for dalen, men utviklingen belyser også en rekke utfordringer. Blant disse er store forskjeller i levevilkår, nedslitt bygningsmasse, et tomt og livløst lokalsentrum, kollektivtrafikk og veger som skjærer på langs av dalen og støy og forurensninger. Det har derfor blitt vedtatt et områdeløft i Groruddalen, kalt Groruddalssatsningen. Oppstarten var i 2007 og den styrkede innsatsen skal vare i 10 år. (*Om Groruddalssatsningen 2007*)

Groruddalssatsningen er et samarbeid mellom staten og Oslo kommune, hvor Oslo kommune sitter med ansvaret for den helhetlige utviklingen. Målet med satsningen er å bedre miljø- og levevilkår i Groruddalen. Under er et utdrag av hovedmålet som er formulert i forbindelse med Groruddalssatsningen:

“Hovedmålet er en bærekraftig byutvikling, synlig miljøopprustning, bedre livskvalitet og samlet sett bedre levevilkår i Groruddalen.” (Oslo kommune 2013)

Groruddalssatsningen medfører derfor en rekke tiltak for opprustning i Alna bydel og vassdraget Alna.

For Alnaelva er det et mål å åpne mest mulig av elva og at sidebekker skal åpnes fra Marka til fjorden. Det er også viktig med turveger som er sammenhengende på tvers og langs dalen, og at det utvikles attraktive møteplasser i tilknytning til grønnstrukturen. (*Oslo kommune 2013*)

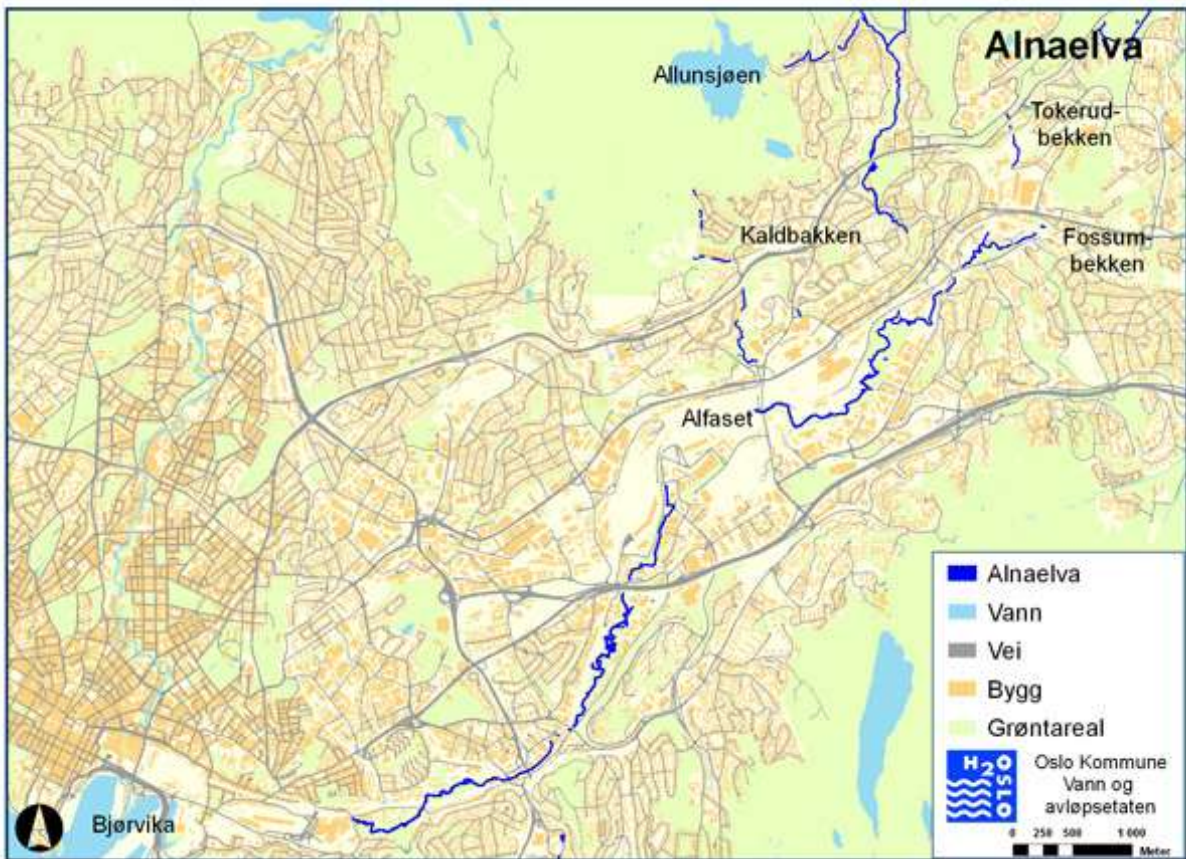
6.2 Vassdraget Alna

Bydelen Alna er oppkalt etter vassdraget Alna. Vassdraget er det lengste i byggesonen i Oslo (Vann- og avløpsetaten 2012a) og strekker seg 17 km hvorav 4 km er i rør. (Oslo kommune 2010). Elva renner fra Alnsjøen (tidligere kalt Alunsjøen) i Lillomarka og ender i Oslofjorden ved Middelalderparken (*Alna*).

Historisk har elva hatt en stor betydning for utforming og bruk av jordbrukslandskapet og ved etablering av industri. I de største vannfallene har det tidligere vært drevet kverner, sager og møller. Også teglverk hadde sin naturlige plassering langs elva. (Tønnessen 2010)

Alna har i de siste 20 årene hatt en gjennomsnittlig vannføring på 1400 l/s (Vann- og avløpsetaten 2012b), og gjennom vassdraget varierer vannkvaliteten fra god til svært dårlig (Vann- og Avløpsetaten 2011). Ledningsnettet har 18 overløp som er knyttet til Alna og over 200 rør som fører overvann til vassdraget (Vann- og avløpsetaten 2012b).

Øvre del av Alna har god vannkvalitet, men vassdraget i sin helhet regnes i dag som et av Oslos mest forurensende (Ranneklev et al. 2009). Det er mange grunner til den varierende vannkvaliteten; blant annet feilkoblinger, fyllinger, avrenning fra trafikert veg og overløp som bruker vassdraget som resipient (Vann- og avløpsetaten 2012a). I tillegg forverres vannkvaliteten når deler av elva og sidebekker i nedbørsfeltet er lukket. (Ranneklev et al. 2009).



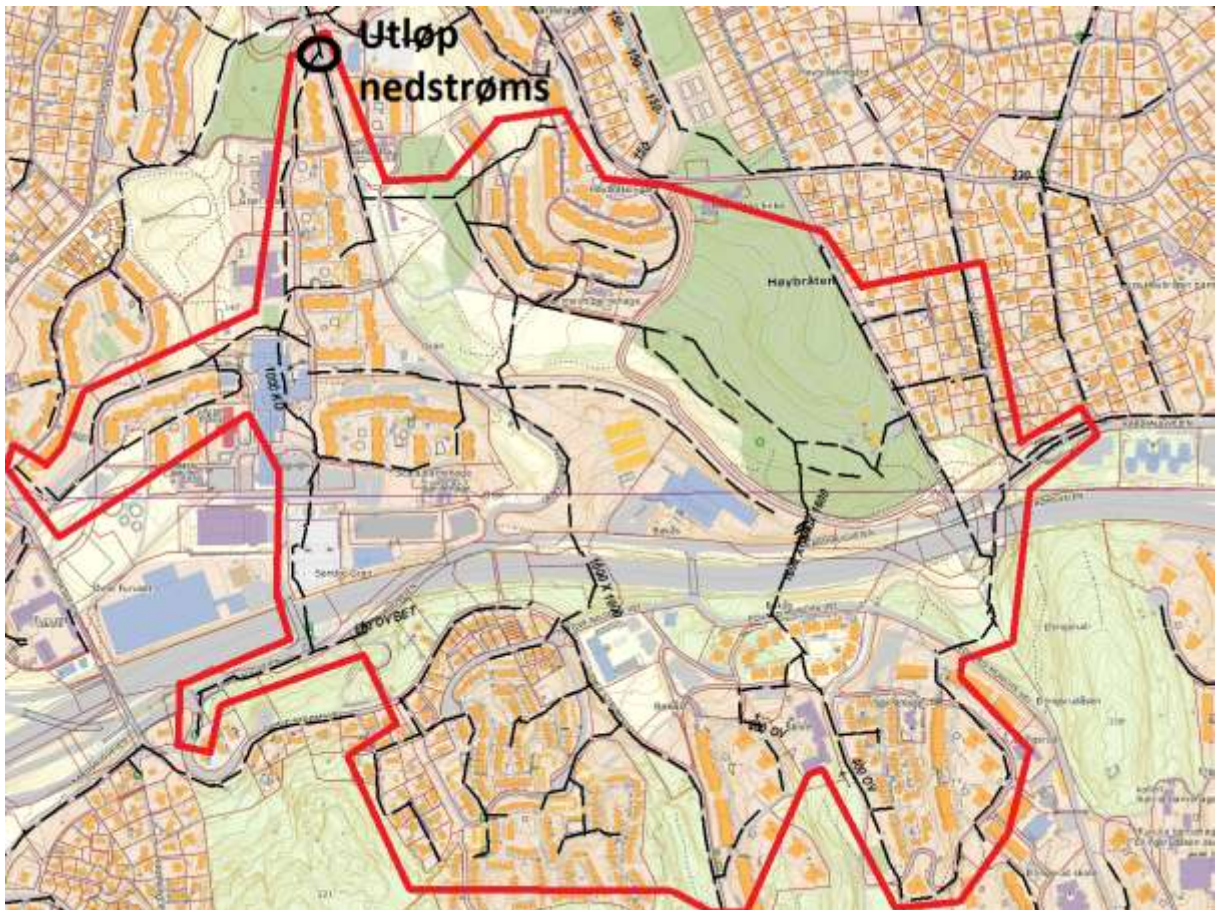
Figur 10: Oversiktsbilde over Alnaelva (Oslo kommune 2012)

6.3 Analyseområdet: Furuset

I denne oppgaven er det definert et analyseområde som er aktuelt i forbindelse med bekkeåpningen. Analyseområdet omfatter området for de gamle bekketraseene og frem til der de opprinnelig ble samlet i et felles punkt. Analyseområdet og tilhørende overvannsnett er vist i figur 3.

Analyseområdet er en del av Furuset og består i dag av blant annet gravlund, høytrafikkerte E6, urbane områder med kjøpesenter og kollektivtrafikk, boligområder og grøntområder.

Analyseområdet begynner sør for E6 hvor det i hovedsak er bolig- og grøntområder, krysser E6 og ender nord for E6 hvor det er boliger, barnehage og store grøntområder. Per i dag går bekkene i overvannsrør hvor det i hovedsak kommer på drensvann, vegvann og overvann. For hele analyseområdet er det separatsystem.



Figur 11: Overvannsnett fra startpunktene oppstrøms til endepunktet nedstrøms. Overvannsnett er vist med en svart stiplet linje. Figuren er tatt fra Gemini -VA Nett.

6.3.1 Historisk bekketrasé

De tre aktuelle bekkene på Furuset er Gransbekken, Bakåsbekken og Senterbekken, og disse er en del av Alna-vassdraget. Opprinnelig rant bekkene åpent i ravnedaler⁵. I dag ligger de i rør og ravinene ble fylt igjen for å utnytte arealene bedre. Bekkene ligger i dag dypt under dagens terreng, ca 4-5 meter (Ulland et al. 2012). Både før og etter bekkelukkingen hadde bekkene utløp i Tokerudbekken som videre leder til Alnaelva.

De historiske bekketraseene til Gransbekken, Bakåsbekken og Senterbekken er vist i figur 12. Traseene er vist med rød linje og går fra E6 i sør til Tokerudbekken i nord. De blå partiene viser hvor bekkene i dag går i dagen.

⁵ Ravinedal: Liten, skarp V-formet dal gravd ut av bekk eller elv i finkornet materiale (silt eller leire) (*Ravinedal*).



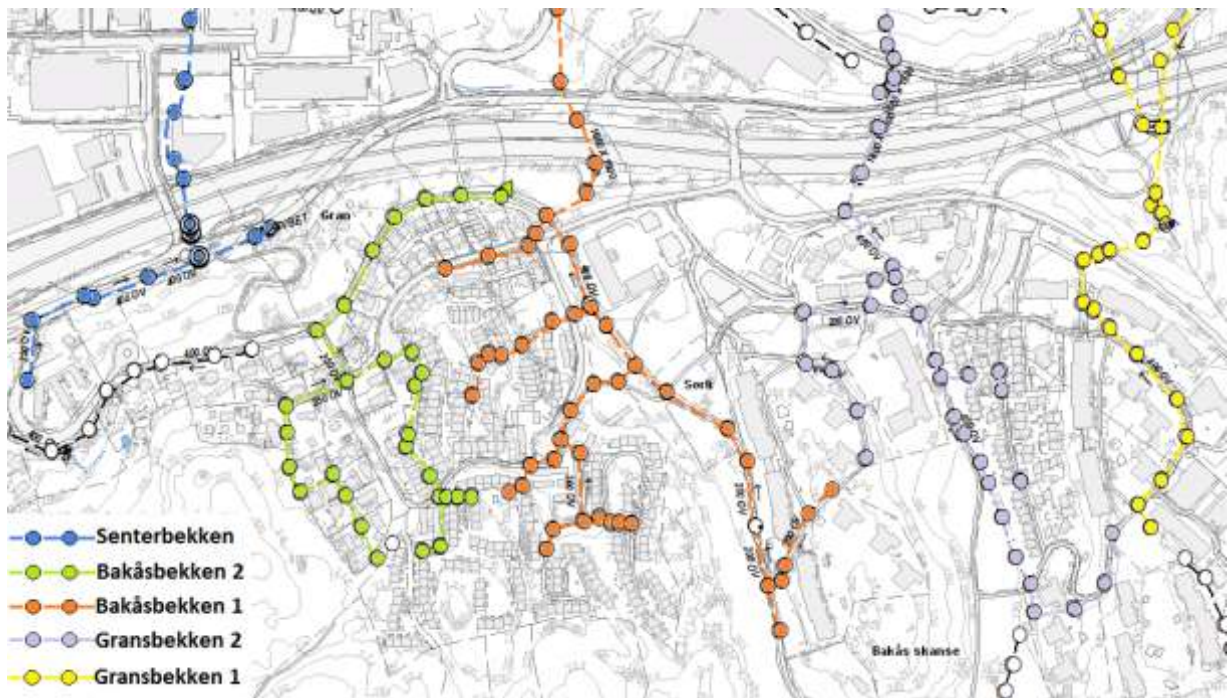
Figur 12: Historisk bekketrasé på Furuset. Bekkene er markert med rød linje. Kart fra underoslo.no.

6.3.2 Dagens ledningstrasé

Figur 13 og 14 viser dagens overvannsnett nord og sør for E6 markert med ulike farger. Ledningsnett og kummene er farget for å vise overvannsnettets trasé og hvor det ledes videre. De linjene som er svarte er ikke en del av analyseområdet.

Ledningssystemet er i denne oppgaven gitt ulike navn. Der hvor overvannsnett går i de opprinnelige bekketraseene er ledningstraseene kalt opp etter bekkene; Gransbekken 1, Bakåsbekken 1 og Senterbekken. I tillegg er de to ledningsstrekke som ikke ligger i de historiske bekketraseene blitt oppkalt etter bekkene i nærheten. De har fått navnene Gransbekken 2 og Bakåsbekken 2.

Bakåsbekken 2 har utløp til en skråning som heller ned mot E6. Det er antatt at dette vannet renner ned på E6 og deretter mot oppsamlingspunktet som går inn på Senterbekken.



Figur 13: Dagens overvannsnett sør for E6.

Figur 14 viser overvannsnett nord for E6. Figuren viser hvor Bakåsbekken 1 og Gransbekken 2 kobles på Gransbekken 1.



Figur 14: Dagens overvannsnett nord for E6.

Nærmere beskrivelse av dagens ledningstrasé er lagt ved i vedlegg A.

MODUL 1

Vegvann

Denne modulen skal redegjøre for utfordringene med vegvann knyttet til forurensinger. Det skal belyses hvilke forurensninger som er typiske å finne i vegvann og hvilke konsentrasjoner forurensningene opptrer i for ulike tette flater.

Avrent vegvannsmengde og forurensningsinnhold for analyseområdet skal beregnes, og gjeldende retningslinjer for resning av vegvann skal klargjøres. Aktuelle rensemetoder skal gjennomgås og det skal velges renseløsning som er best egnet. Det skal foreslås plassering og dimensjonering for renseløsningen.

7 Teori for modul 1

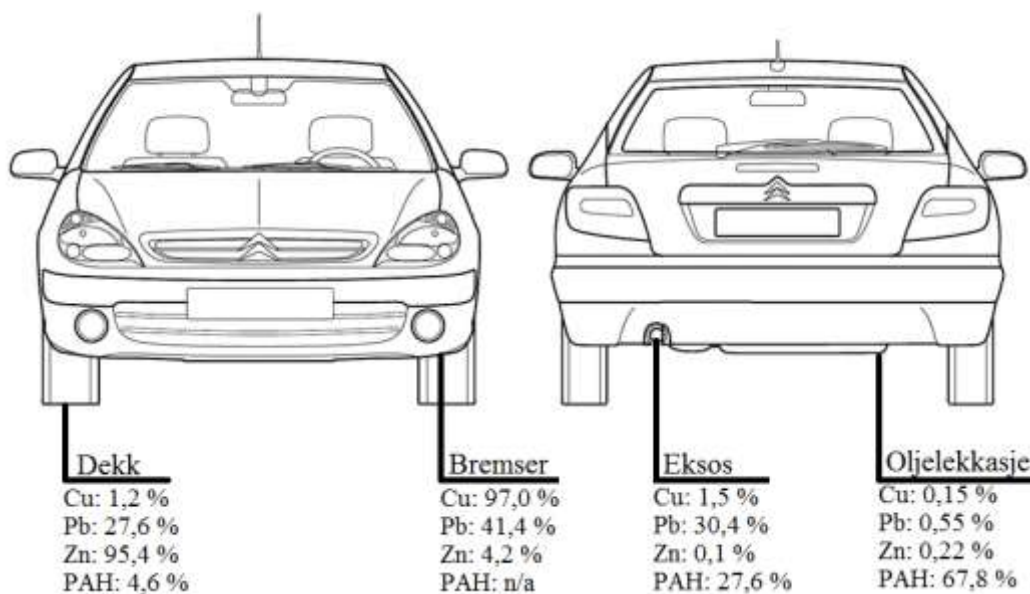
7.1 Vegvann

Både norske og internasjonale undersøkelser viser at overvann fra trafikkerte områder er en viktig kilde til diffus spredning av miljøgifter. Avrenningen fra veg forurenses luft, jord og vann og spres via luft og avrenning (Åstebøl et al. 2011). Strengere miljøkrav og økt trafikkmengde har gjort at spredning av miljøgifter har blitt et høyt prioritert fagfelt hos norske miljømyndigheter og fagmiljøer (Åstebøl & Roseth 2006).

7.1.2 Kilder til forurensing

Kildene til forurensning i vegvann er vegtrafikk, vegdekke, vegmerking, tekniske installasjoner, drift- og vedlikeholdsaktiviteter som renhold, salting og ugressbekjempelse, akutte utslipp og generell atmosfærisk nedfall (Åstebøl et al. 2011).

Forurensingen fra vegtrafikken kan deles inn i utslippsgasser, forurensing fra dekkslitasje, utslipp fra annen slitasje og korrosjon. Generelt øker utslippet til veg med økende trafikkmengde (Åstebøl et al. 2011).



Figur 15: Viser noen av forurensningene som forårsakes av personbiler. Stoffene som er vist i figuren er kobber (Cu), bly (Pb), sink (Zn), og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Forurensningene summeres til 100 % for hvert stoff. Figuren er basert på figur fra "NORWAT – veg og vannforurensning", (Åstebøl et al. 2011) og skissene av bilen er fra (Citroen xsara berline 2005)

7.1.3 Avrenning

Under tørrværsperioder bygges miljøgifter og andre forurensninger opp som avsetninger på vegbanen. De avsatte forurensningene transporteres fra vegen via nedbør eller snøsmelting, hvor stoffene spyles ned i et overvannssystem og deretter ut til resipient. (Lindholm & Haraldsen 2013) Det som er av betydning for avrenningen og transporten av forurensninger til

resipient er utforming av overvannssystemet, vegens grøft og sideterreng. Grøft og sideterreng har et potensial for å holde tilbake forurensinger fra trafikken og undersøkelser av grøftemasser viser forhøyede verdier av trafikkforurensninger. Lengden på tørrværsperioden har vist seg å være avgjørende for mengden forurensninger i vegvann. Allikevel kan kraftig vind i tørrværsperioden fjerne noe av den akkumulerte, partikkelbundne forurensningen. I tillegg kan også hastigheten på vegtrafikken ha betydning for hvor mye av det akkumulerte materialet som forblir på vegene. (Åstebøl et al. 2011)

7.1.4 Retningslinjer for rensing av vegvann

I følge håndbok 017 (Statens vegvesen 2008) er det anbefalt at overvann fra alle veger og gater med $\text{ÅDT}^6 > 20\,000$ skal renses for miljøgifter og partikler før utslipp. Det kan gjøres unntak på særdeles robuste resipienter, men dette krever grundige undersøkelser og god dokumentasjon.

7.2 Forurensninger

Forurensninger i overvann kan deles opp i 6 hovedgrupper:

- Næringsstoffer
- Tungmetaller
- Organiske miljøfremmede stoffer
- Suspendert stoff
- Organisk stoff
- Patogene mikroorganismer

I tillegg er det også viktig å framheve vegsalt, olje- og bensinprodukter. (Åstebøl & Roseth 2006)

Generelt kan det ikke påpekes forurensingsstoffer som er mer eller mindre vesentlige. Imidlertid kan det påpekes stoffer som vanligvis i forhold til andre kilder er mindre betydningsfulle. Organisk stoff i overvann er eksempelvis et stoff det normalt ikke finnes så mye av i vegvann. (Åstebøl & Roseth 2006)

I dette delkapitlet vil forurensningene som er mest vesentlige (Lindholm 2013) i forbindelse med vegvann beskrives.

7.2.1 Næringsstoffer

Fosfor og nitrogen

Fosfor og nitrogen er uønsket i vannforekomsten fordi de bidrar til algeoppblomstring, oksygenmangel, tilgroing, nedslamming av bunnen og redusert sikt i vannmassene. Dagens utslipp er så store at de har en stor betydning for vannkvaliteten.

Fosfor og nitrogen kommer i hovedsak fra oppdrettsaktivitet, avløpssystemer, jordbruk og naturlig utvasking fra jord. Tilførslene forventes å øke som følge av klimaendringer da økt

⁶ Årlig Døgn Trafikk

erosjon og utvasking av næringssalter vil skje som følge av økt nedbør og større temperatursvingninger. (Miljøstatus i Norge 2012)

7.2.2 Miljøgifter

Miljøgifter er stoffer som selv i små konsentrasjoner kan gi skadeeffekter ved at de er giftige og kan oppkonsentreres til skadelige konsentrasjoner i næringskjeder og/eller har særlig lav nedbrytbarhet (Fylkesmannen i Oslo og Akershus 2013a).

Bevisstgjøringen rundt miljøgifter i vannforekomster har resultert i store og meget kostbare prosjekter hvor store deler av fjordbunnen i mange norske fjorder har blitt sanert, ved å fjerne eller dekke til sedimentene som har et høyt innhold av miljøgifter. De miljøgiftene som er særlig fokusert på i den sammenheng er tungmetaller, PAH og PCB. Det er ofte på grunn av innholdet av disse stoffene i sedimentene at mattilsynet anbefaler et begrenset inntak av marine organismer. (Lindholm & Haraldsen 2013)

Tungmetaller

Kadmium

Kadmium er opplistet i myndighetenes prioritetsliste og målet er å kontinuerlig minke utslippene og til slutt stoppe all utslipp innen 2020 (Miljøstatus i Norge 2013b).

Kadmium oppstår i naturen fra både naturlige kilder og menneskeskapte utslipp. Utslippene kommer fra lokale kilder i Norge og andre land. De norske utslippene er betydelig redusert de siste 20-30 årene og skyldes i hovedsak at utslippene fra de største bidragsyterne, olje- og gassvirksomhet og industri, har blitt redusert med henholdsvis 98 % og 59 %. Typisk så finnes det høye verdier av kadmium i vassdrag nær industrikilder og nedlagte gruver. (Miljøstatus i Norge 2013b)

Kadmium er klassifisert som kreftfremkallende og er svært giftig ved innånding. Stoffet er også mulig farlig for foster og forplantningsevnen, og akkumuleres i nyrene hos pattedyr og gir kroniske nyreskader. I tillegg kan kadmium føre til deformasjoner i skjelettet. (Miljøstatus i Norge 2013b)

For vannlevende organismer og pattedyr er kadmium akutt giftig og gir også kroniske giftvirkninger hos mange organismer. Kadmium er bioakkumulerende i fisk og pattedyr og har lang halveringstid i pattedyr. (Miljøstatus i Norge 2013b)

Krom

Krom er opplistet i myndighetenes prioritetsliste, og målet er først å redusere utslippene og deretter stoppe alle utslipp innen 2020. Utslippene av krom i Norge har blitt halvert fra 1995 til 2010. Av utslipp på 47 tonn i 2010, bidro kommunalt avløp og kloakkslam med 7 tonn, og var dermed den nest største kilden. (Miljøstatus i Norge 2013d)

Kromforbindelser bioakkumuleres i organismer og er tungt nedbrytbart. Helse- og miljøeffektene avhenger av hvilke kromforbindelser man blir eksponert for. Den seksverdige formen er den forbindelsen som anses som mest miljø- og helseskadelig. (Miljøstatus i Norge 2013d)

Seksverdige forbindelser er klassifisert som kreft- og allergifremkallende, og noen er også klassifisert som skadelig for arvestoffet. Seksverdige forbindelser er klassifisert som meget giftige for vannlevende forbindelser og kan også forårsake langtidsvirkninger i vannmiljøet.

Kobber

Kobber opptrer i flere former, og er et metall. Ren kobber har lav giftighet og skiller seg på den måten fra kadmium, bly og kvikksølv. Imidlertid kan kobber være meget giftig for vannlevende organismer i form av løselige salter. (Miljøstatus i Norge 2013c)

Kvikksølv

Målet er å stanse all utslipp av kvikksølv innen 2020 og er vedtatt av norske myndigheter. Med noen få unntak, er kvikksølv forbudt i Norge og forurensningsforskriften stiller strenge krav til rensetiltak for å redusere utslipp av kvikksølv fra industrien. Fra 1995 til 2010 har utslippene av kvikksølv i Norge blitt redusert med ca. 63 %. Av totalt et totalt utslipp på 0,9 tonn, bidrar kommunale avløp med den største andelen på ca. 32 %. (Miljøstatus i Norge 2013e)

I Norge kommer utslipp av kvikksølv fra både lokale kilder og gjennom langtransport fra andre land. Tilførselen av kvikksølv gjennom atmosfærisk nedfall fra andre land er mer en dobbelt så stor som de norske utslippene. (Miljøstatus i Norge 2013e)

Kvikksølv har alvorlige helseeffekter og kan gi nyreskader, skader på sentralnervesystemet og fosterskader. I tillegg oppkonsentreres kvikksølv i næringskjeden. Kvikksølvforbindelser er giftige for vannlevende organismer og pattedyr, og kan selv i små doser gi kroniske giftvirkninger. (Miljøstatus i Norge 2013e)

Nikkel

Nikkel er oppført på listen over prioriterte stoffer, og utslippene skal reduseres slik at grenseverdier opprettholdes. Nikkel brukes i hovedsak i rustfritt stål, til materialer med rustbeskyttende egenskaper og galvanisering, og blir typisk brukt i industriene innenfor elektronikk, transport, forbruksvarer og batterier. Nikkel forekommer også naturlig i jordskorpen. (Miljødirektoratet 2012a)

Store doser av nikkel kan føre til helseskader i blodet, lungene, nesen, nyrene, forplantningssystemet og på foster. For vannmiljøet er nikkel giftig. (Miljødirektoratet 2012a)

Bly

Norske myndigheter har vedtatt et mål om å kontinuerlig redusere utslipp av og å stanse utslippene av bly innen 2020. Utslippene av bly i Norge ble kraftig redusert da bensinen ble blyfri i 1980-årene. Undersøkelser av bly i mose har vist at nedfallet av bly er redusert med 90 % fra 1977 til 2010. Også undersøkelser fra sedimenter i innsjøer viser at blynivået har minket. Av et totalt utslipp 119 tonn i 2010 bidro avløp, slam og sedimenter med ca 10 %. (Miljøstatus i Norge 2013a)

Bly kan gi fosterskader og redusert forplantningsevne, og kan også påvirke barns intellektuelle utvikling. Bly er akutt giftig for vannlevende organismer og pattedyr, og kan selv i små konsentrasjoner gi kroniske giftvirkninger. (Miljøstatus i Norge 2013a)

Sink

Sink og sinkforbindelser er oppført på listen over prioriterte stoffer. Sink brukes i batterier, som rustbeskyttende lag, takmateriale og i en rekke legeringer. Sink brukes også i produksjon av maling, plast, gummi, fargestoffer, trebeskyttelse og kosmetikk. Utslipp av sink til veg kommer nesten utelukkende fra dekkslitasje. Sink er også et naturlig stoff og finnes blant annet i stein, jord, slam og vann. (Miljødirektoratet 2012b)

Sink er helseskadelig og i store doser kan det påvirke blodet, fordøyelsessystemet, øynene, nyrene, lungene, forplantningsevnen og foster. Sink som forekommer i vann er giftig for fisk og er potensielt giftig for mennesker som drikker sinkinnholdig vann. (Miljødirektoratet 2012b)

Organiske miljøfremmede stoffer

PAH

I forbindelse med organiske miljøgifter er det mest fokus på PAH-forbindelser. Disse dannes i hovedsak ved ufullstendig forbrenning av organisk stoff som kull, olje, søppel og gass fra personbiler (Lindholm & Haraldsen 2013). Norske myndigheter har vedtatt at utslipp av PAH skal reduseres og innen 2020 skal alt utslipp være stanset (Miljøstatus i Norge 2013f).

PAH spres med havstrømmer og via atmosfæren over store avstander, og noen forbindelser kan transporteres bundet til partikler. PAH-forbindelser i luft avsettes i vann og jord via nedbør. (Miljøstatus i Norge 2013f)

Det finnes flere hundre PAH-forbindelser og ikke alle er like farlige. Den som anses som en av de mest helseskadelige er benzo[a]pyren (BaP). BaP er klassifisert som kreftfremkallende, arvestoff- og reproduksjonsskadelig. (Miljøstatus i Norge 2013f)

Det amerikanske miljødirektoratet US EPA har utpekt 16 forbindelser som det er mest vanlig å måle innholdet av, og disse kalles ofte for total-PAH eller PAH16. (Lindholm & Haraldsen 2013)

PCB

Polyklorerte bifenyler (PCB) ble produsert fra 1929 til slutten av 1970-tallet og ble forbudt å bruke i 1980 i Norge. Stoffet ble brukt på grunn av sin brannhemmende og mykgjørende effekt og ble brukt i blant annet transformatorer, elektriske isolatorer, isolerglass og som tilsatzmiddel i sement og maling. Selv om det har vært forbudt å bruke PCB i over 30 år, finnes det fortsatt PCB i bygninger og produkter som bidrar til nye utslipp hvert år. (Lindholm & Haraldsen 2013)

PCB er ekstremt tungt nedbrytbart i miljøet og har høy fettløselighet, og bygger seg derfor opp i næringskjeder og akkumuleres i fettceller. Stoffet kan blant annet medføre til svekket immunforsvar, gi leverproblemer, kreftisiko, hemme hormonbalansen, og gi effekter på sentralnervesystemet, skade forplantningsevnen og foster. (Lindholm & Haraldsen 2013)

7.2.3 Suspendert stoff

Suspendert stoff er vannets innhold av partikulært materiale. I forurensningsforskriften⁷ bestemmes mengden av suspendert stoff ved å filtrere en vannprøve gjennom et filter med en lysåpning på 0,45 µm. Det som avsettes på filteret er etter definisjonen suspendert stoff. Suspendert stoff benyttes som vannkvalitetsparameter både ved dimensjonering, driftskontroll og utslippskontroll av avløpsreanseanlegg. (Ødegaard et al. 2012)

Forurensningene fra gater og veger fester seg typisk til partikulært materiale. Dette medfører at det er enkelt å fjerne de minste forurensningene ved separere ut partikulært materiale fra vannet ved for eksempel sedimentasjon. (Ødegaard et al. 2012)

7.2.4 Olje

Olje kan forårsake negative effekter i resipienten om konsentrasjon er høy nok. Visuelt vil det legge seg en oljefilm på overflaten av resipienten, selv ved lave konsentrasjoner. For biologiske kvaliteter vil det knyttes en risiko til effekter av utslipp av olje. Olje vil også ha en negativ effekt på det marine miljøet. Det kan ha toksiske effekter på fisker og gyteprodukter som egg og larver, og fisk i tidlig livsfase er mest sårbar. (Norconsult 2012)

7.2.5 Vegsalt

Om vinteren saltes vegene for å gi tilfredsstillende friksjon og veggrep på norske veger og de siste 10 årene har saltforbruket mer enn doblet seg. Avrenning som inneholder vegsalt kan redusere vannkvaliteten i både vassdrag og grunnvann (Roseth & Jakob 2010).

Salt kan ikke fjernes fra vegvannet, men kan porsjoneres ut slik at det ikke blir akutt giftig i vassdraget for fiskene (Åstebøl & Roseth 2006).

7.2.6 Gjennomsnittlige konsentrasjoner

Når man ikke har målbare verdier for forurensningene kan man beregne forurensningsmengden ved hjelp av StormTac⁸ sine data for 2012. Databasen oppdateres løpende for aktuelle konsentrasjoner i overvann i separatsystemer. Disse verdiene kan fritt nedlastes fra stormtac.com.

Standardkonsentrasjoner for forurensningene er empirisk estimert ut fra et stort datasett med proporsjonal vannføringsmengde (*About the model* 2012). Standardkonsentrasjonene gir et relativt godt estimat av forurensningstransporten over en lengre tidsperiode.

For veg har det blitt prøvd å framstille forurensningsmengde relatert til trafikkintensitet, og det er antatt at forurensningskonsentrasjonen øker med trafikkintensiteten. Det er en stor

⁷ Forurensningsforskriften er en forskrift om begrensning av forurensninger. Forskriften handler om å beskytte miljøet mot uheldige virkninger av utslipp av avløpsvann og krav til utslipp av kommunalt avløpsvann fra større tettbebyggelser. (Hovedplan avløp og vannmiljø 2013-2030 2013).

⁸ StormTac: Datamodell for overvann og resipient. Modellen brukes som et verktøy for handlingsplaner i urban forvaltning og er egnet for vannkvalitets- og kvantitetsberegninger innenfor et nedbørsfelt.

usikkerhet til standardverdiene for veg og faktorer som påvirker verdiene er vegkonstruksjonen, klimaforhold, type vegtrafikk og vedlikehold av vegen. Selv om det er en stor usikkerhet knyttet til standardverdiene er det allikevel den beste tilnærmingen hvis man ikke har mulighet til å ta prøver fra feltet selv (Larm 2000).

Tabell 4: Tabellen viser forurensningsmengder i mikrogram per liter for ulike utvalgte områdetyper. Verdiene er lastet ned fra StormTac sin hjemmeside. (Latest files 2013)

Type areal	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
5000 ÅDT	0,31	9,1	30	0,08	6	3	97
10 000 ÅDT	0,34	11	38	0,08	8	12	160
25 000 ÅDT	0,45	18	64	0,08	14	26	370
50 000 ÅDT	0,62	28	106	0,08	24	48	700
100 000 ÅDT	0,97	50	190	0,08	44	93	1400
Sentrumsområde	1,0	5,0	22	0,05	8,5	20	140
Rekkehus	0,6	6,0	25	0,02	7	12	85
Enebolig/villa	0,50	4	20	0,015	6	10	80

Type areal	PAH16	BaP	PCB	P	N	SS	Olje
	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
5000 ÅDT	0,32	0,015	0,082	160	2400	75 000	790
10 000 ÅDT	0,52	0,02	0,082	180	2400	87 000	810
25 000 ÅDT	1,1	0,035	0,082	240	2400	121 000	870
50 000 ÅDT	2,1	0,06	0,082	330	2400	179 000	
100 000 ÅDT	4,1	0,11	0,082	530	2400	294 000	1200
Sentrumsområde	0,6	0,10	0,082	280	1900	100 000	1500
Rekkehus	0,6	0,05	0,082	250	1500	45 000	600
Enebolig/villa	0,6	0,05	0,082	200	1400	45 000	400

Tabellen viser at det mest trafikkerte vegene og sentrumsområder som er de største bidragsyterne når det kommer til forurensninger. I kolonner hvor det er like verdier for alle områdetypene mangler det gjerne mer dokumentasjon og undersøkelser for å differensiere mellom områdetypene.

7.3 Effekter av resipientpåvirkninger

Utslippets virkninger på resipienten og kvalitetsmålene for resipienten er avgjørende for renskravet. De stoffene som påvirker resipienten mest negativt er de stoffene som rensertiltaket må være laget for å fjerne. (Åstebøl & Roseth 2006)

Alle resipientpåvirkninger havner enten i kategorien akutt effekt eller akkumulerende effekt.

7.3.1 Akutt effekt

En akutt effekt oppstår som følge av en aktuell avrenningsepisode. For et renskrav på en akutt effekt vil en bestemt størrelse for et regn- og snøsmeltingsepisode være dimensjonerende. (Åstebøl & Roseth 2006)

Bakteriell forurensning

Bakteriell forurensning oppstår gjerne som en akutt effekt som følge av et kraftig regnskyll (Åstebøl & Roseth 2006). Det er vanlig at overløpene i fellessystemet for avløp har utløp i en resipient. Ved slike hendelser advarer kommunen mot å bade på bade plassene som er påvirket av avløpsvannet som er kommet via overløpet.

Toksisk forurensning

Det kan bli akutt giftig i et vassdrag ved tilrenning av store mengder av stoffer som er giftige i det akvatiske miljøet (Åstebøl & Roseth 2006). Eksempler på dette er klor, salt og miljøgifter som kan forekomme i giftige mengder ved trafikkuhell, rask snøsmelting og utslipp av kjemikalier ved en feil fra for eksempel vannrenseanlegg.

7.3.2 Akkumulerende effekt

Den akkumulerende effekten er et resultat av den samlede belastning gjennom en lengre periode. Hvis renskravet er satt for den akkumulerende effekten vil den totale rens effekten være den totale mengden av forurensinger som er blitt redusert over en periode (Åstebøl & Roseth 2006).

For næringsstoffene og tungmetallene er det den akkumulerende effekten som er av betydning, og derfor vil rensertiltak utformes med tanke på en gjennomsnittlig reduksjon i utslippet over en gitt periode. Et slikt renskrav er enklere å dimensjonere for enn for en akutt effekt av hvert enkelt utslipp. (Åstebøl & Roseth 2006)

Eutrofiering

Begrepet eutrofiering brukes for å beskrive næringstilgang og biologiske produksjonsforhold i vann, og er en akkumulerende effekt (Berge & Johansen 1994). Ved tilrenning av fosfor og nitrogen kan det føre til algeoppblomstring i vannforekomster. Alger kan gi uønskede virkninger i en resipient. Blant annet synker oksygenivået når algene brytes ned av bakterier som forbruker oksygen under nedbrytningen. Alger kan være frittsvevende i frie vannmasser og dermed øke turbiditeten. Økt turbiditet er uønsket siden det minsker siktedybden og senker

det estetisk inntrykket. I tillegg kan både lukt og smak på vannet bli dårlig idet mange alger skiller ut stoffer som påvirker dette (Ødegaard et al. 2012).

7.4 Rensemeter for vegvann

I følge Håndbok 261 er håndtering og rensing av overvann fra byer og veger den vanskeligst tenkelige renseloppgave;

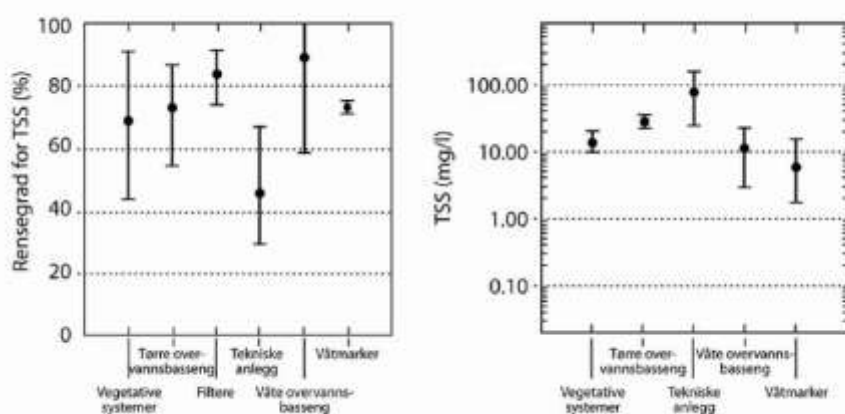
”Store vannvolum som er generert på meget kort tid, skal renses for forurensningsstoffer i lave konsentrasjoner til enda lavere nivåer og med anvendelse av metoder som forutsetter lavt ressursforbruk i form av personell, driftsmidler og anlegg.”

(Åstebøl & Roseth 2006)

Det finnes både tekniske og naturbaserte renselanlegg. Naturbaserte renselanlegg har klare fordeler i forhold til tekniske anlegg når det kommer til desentralisert etablering av anlegg. Naturbaserte anlegg er stabile under ulike belastningsforhold, er enkle driftsmessig og har en god renseseffekt. Tekniske anlegg krever større driftsoppfølging og er kostbare. Til gjengjeld vil de tekniske anleggene være mindre påvirket av vinterklima. (Åstebøl & Hvitved-Jacobsen 1998)

Eksempler på naturbaserte og tekniske anlegg er vegetative systemer, tørre og våte overvannsbasseng, åpne og lukkede sandfang, filtre og våtmarker. Slike renselanlegg benyttes i et utgangspunkt til fjerning av partikulært materiale ved primært sedimentasjon eller filtrering. I noen anlegg oppstår det også en supplerende rensing som skyldes kjemiske og biologiske prosesser (Åstebøl 2007a).

Figur 16 viser en statistikk for 171 ulike anlegg for rensing av overvann fra veger og byer. Rensegraden er basert på andelen fjernet Total Suspendert Stoff (TSS). Anleggene ligger hovedsaklig i USA. (Åstebøl 2007a)



Figur 16: Rensegrad i % TSS fjernet til venstre. Utløpskonsentrasjon i mg TSS/l til høyre. Rensingen av overvann er oppgitt som median og 25/75 % persentil. Tilsvarende tendens sees også for andre stoffer (Åstebøl 2007a). Bildet er tatt fra ”Rensing av overvann i byområder – Kompakte renseløsninger” (2007).

Figur 16 viser at det er våte overvannsbasseng, filtre og våtmarker som har best renseseffekt. Våte overvannsbasseg, filtre og våtmarker er arealkrevende i motsetning til de tekniske anleggene som er mindre arealkrevende, men har lavere renseseffekt. Normalt er det ikke ubegrenset med areal tilgjengelig, og arealet blir begrensende faktor og gjerne i samhandling med kostnader. Ønsket om høy rensesgrad og et lavt arealbruk må vurderes opp mot hverandre. (Åstebøl 2007a)

7.4.1 utfordringer for rensesanlegg i tilknytning til norske forhold

Utformingen av rensesanlegget vil være påvirket av avrenning, temperatur, trafikk tetthet, geologiske forhold, topografi og overvannsystemets utforming. I Norge er det store forskjeller på trafikk tetthet og naturgitte forhold, det finnes derfor ikke generelle anbefalinger som gjelder for hele landet. (Åstebøl & Hvitved-Jacobsen 1998)

Avrenningsforholdene er avgjørende for valg av både rensesystem og for dimensjonering av anlegg. Avrenning fra tette overflater er karakterisert som store vannmengder generert på kort tid og setter et krav til høy renses- og magasineringskapasitet ved anleggene. (Åstebøl & Hvitved-Jacobsen 1998)

Typisk for Norge er at nedbøren på vinteren faller som snø. Det vil normalt ikke være noe avrenning før det smelter og renner av. Det har blitt påvist tydelig høyere innhold av forurensende stoffer i vegvann fra smeltevann enn fra avrenning fra regn (Åstebøl et al. 2011). Avrenningen fra snø er treg og har lang varighet. Dette er en utfordring for rensesanlegg som er avhengig av lang oppholdstid da vannvolumet vil skiftes ut raskere med jevn tilrenning over lang tid. Vinterklimaet vil påvirke funksjonen for de aktuelle rensemetodene på ulik måte. Ulike tilpasninger av anleggenes utforming og dimensjonering kan allikevel begrense vinterklimaets negative påvirkning på anleggene (Åstebøl & Hvitved-Jacobsen 1998). På sommeren har nedbøren høy intensitet over kort tid. Dette er optimale forhold fordi det totale volumet som oftest ikke er så stort og kan derfor magasineres og renses før neste regnskyll. Snøsmelting og regn har derfor ulik påvirkning på dimensjoneringen av rensesystemet. (Åstebøl & Hvitved-Jacobsen 1998)

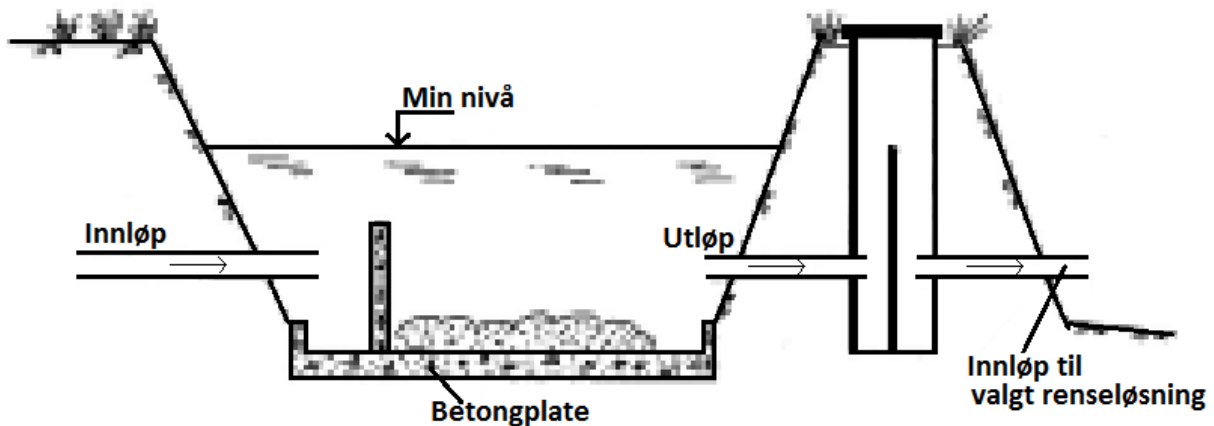
7.4.2 Ulike rensemetoder

Forutsatt riktig dimensjonering og utforming er vått overvannsbasseng, infiltrasjon, åpent sandfilter og kunstig våtmark i følge Åstebøl og Hvitved-Jacobsen, mest aktuelle i Norge med hensyn på renseseffekt, driftssikkerhet og økonomi. (Åstebøl & Hvitved-Jacobsen 1998). De ulike renseløsningene bør kombineres med forsedimentering.

Forsedimentering

Ofte plasseres det et forsedimenteringsbasseng i forkant av valgt renseløsning. Dette installeres for å holde tilbake grove partikler og dermed avlaste rensenanlegget for de største partiklene. Korrekt utformet og dimensjonert er det et effektivt og enkelt rensetrinn. (Åstebøl & Roseth 2006)

Slammet som avsettes på bunnen av forsedimenteringen må kunne fjernes enkelt og bunnen må være utformet med tanke på slamfjerningsmetoden. For å unngå resuspensjon⁹ av sedimenter må forsedimenteringsbassenget tømmes ofte, ca hvert andre år avhengig av belastning (Åstebøl & Roseth 2006). Forsedimenteringsbassenget må også være lett tilgjengelig for maskinelt utstyr (Åstebøl 2007b).



Figur 17: Viser prinsippkisse av forsedimenteringsbasseng. Bildet er hentet fra håndbok 261 (2006).

Åpent sandfilter

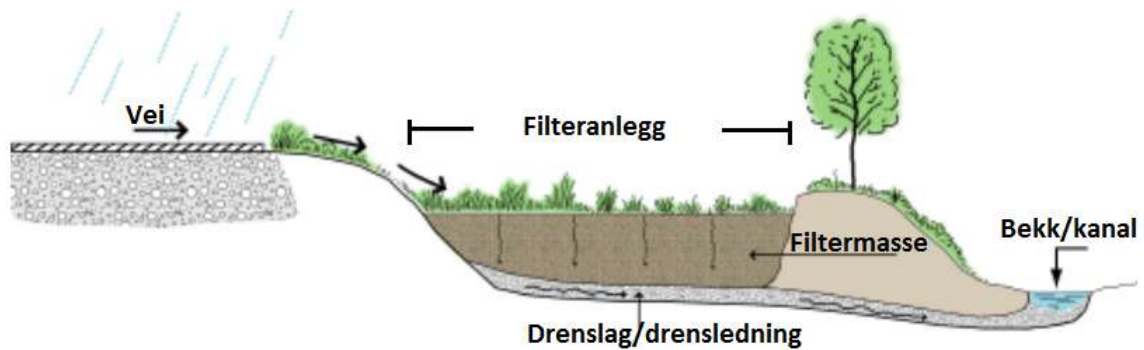
I prinsippet er et sandfilter et basseng som har et filter på bunnen i form av et sandlag. Primært er rensemetoden basert på å holde tilbake partikler med tilhørende forurensningsstoffer. Det vil også foregå biologisk rensing når det utvikles biofilm på sandkornene. Et sandfilter kan utformes både som et naturtilpasset anlegg og et teknisk anlegg, og bør kombineres med forsedimentering. (Åstebøl & Roseth 2006)

Et sandfilteranlegg er normalt ikke dimensjonert for en høy avrenningsintensitet og er derfor avhengig av magasinering av overvannet i forkant av anlegget.

⁹ Resuspensjon: Oppvirvling av sedimenter.

Vinterklima

En forutsetning for bruk av sandfilter er at overflaten ikke gjentettes og overflaten må ha vegetasjonsdekke for å opprettholde infiltrasjonsevnen (Åstebøl 2007a). Under vinterforhold kan overflaten gjentettes og renseeffekten og infiltrasjonskapasiteten blir redusert.



Figur 18: Prinsippskisse av åpnet sandfilter.

Drift

Sandfilteret krever oppfølging og det anbefales ettersyn minst hvert kvartal og etter større avrenningsepisoder. (Åstebøl & Roseth 2006)

Erfaringer og renseeffekter

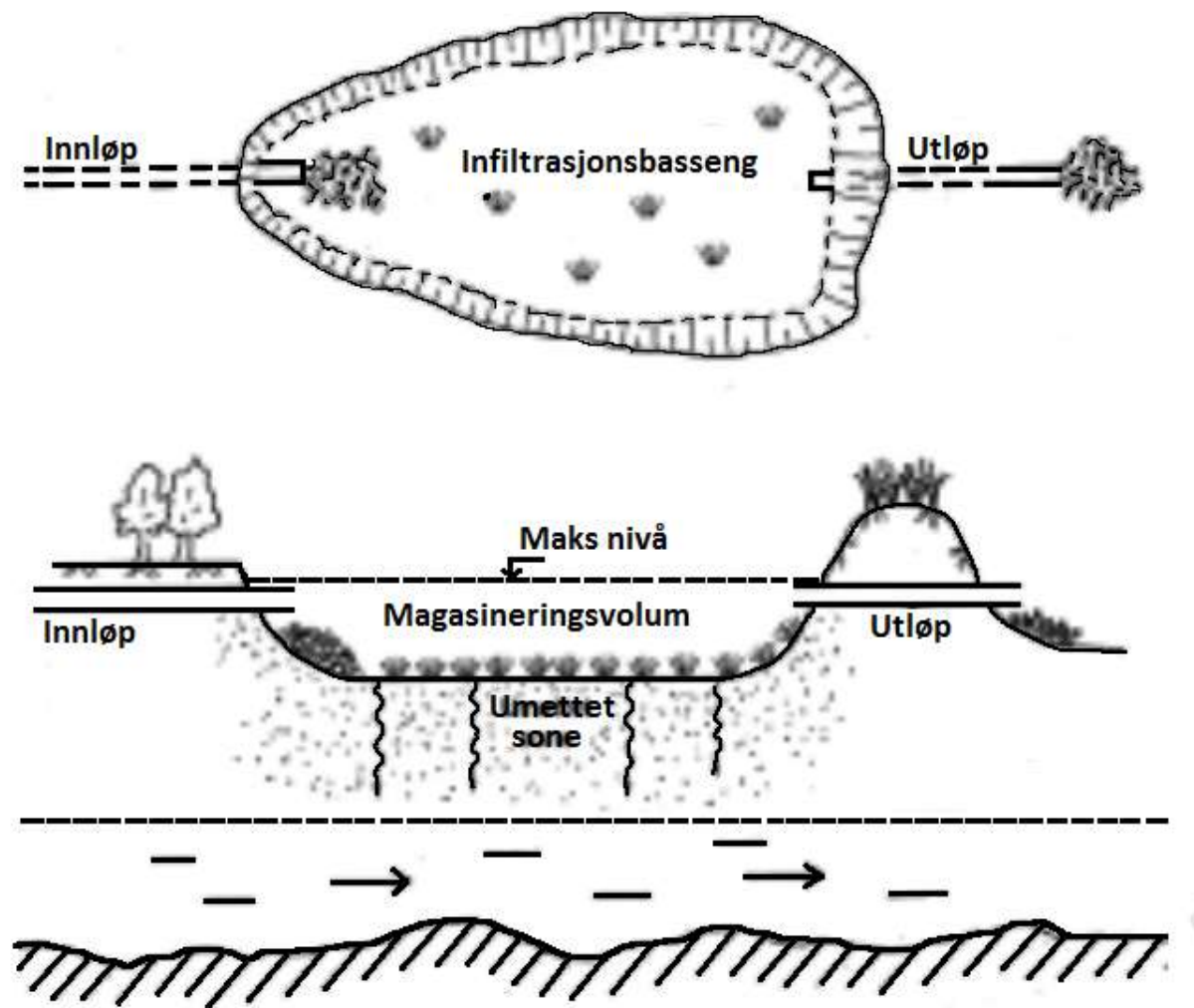
Det kan forventes en renseeffekt på ca. 70-90 % for suspendert stoff. (Åstebøl & Roseth 2006)

Infiltrasjon

Et infiltrasjonsbasseng mottar overvann og har mulighet til å magasinere vannet før det infiltreres ned i grunnen. Både oppløste og partikulære stoffer fjernes ved infiltrering og noen stoffer kan nedbrytes og opptas i ettertid. Rensing ved infiltrasjon krever god permeabilitet og at jordoverflaten ikke tettes igjen. Jorda må også ha gode egenskaper for akkumulering og omsetning av forureningsstoffer.

Vinterklima

Når temperaturene blir lave nok i løpet av vinteren vil det oppstå teledannelse i filteroverflaten som reduserer anleggets infiltrasjonsevne. Dette medfører vannoppstuvning med etterfølgende avrenning inntil telen tiner opp. I tillegg til redusert infiltrasjonskapasitet vil vinterklimaet påvirke vegetasjonen ved å redusere veksten og nedbrytningen av forureningsstoffer.



Figur 19: Prinsippskisse av et infiltrasjonsbasseng i plan og snitt (Åstebøl & Roseth 2006).

Drift

Et infiltrasjonsbasseng må kontrolleres jevnlig, og spesielt bør det ses på om infiltrasjonsflaten er gjentettet av slam. Slamlaget må fjernes hvis det er begrensende for infiltrasjonskapasiteten (Åstebøl & Roseth 2006).

Erfaringer og renseseffekter

Et infiltrasjonsbasseng er godt egnet for nedbørsfelt mellom ca 2-20 ha. (Åstebøl & Roseth 2006).

I litteraturen er det stort spenn mellom de dokumenterte renseseffektene og dette kan skyldes jordas hydrauliske og stoffakkumulerende egenskaper. Allikevel kan det forventes relativt god renseseffekt ved optimal utforming og jordtype (Åstebøl & Roseth 2006).

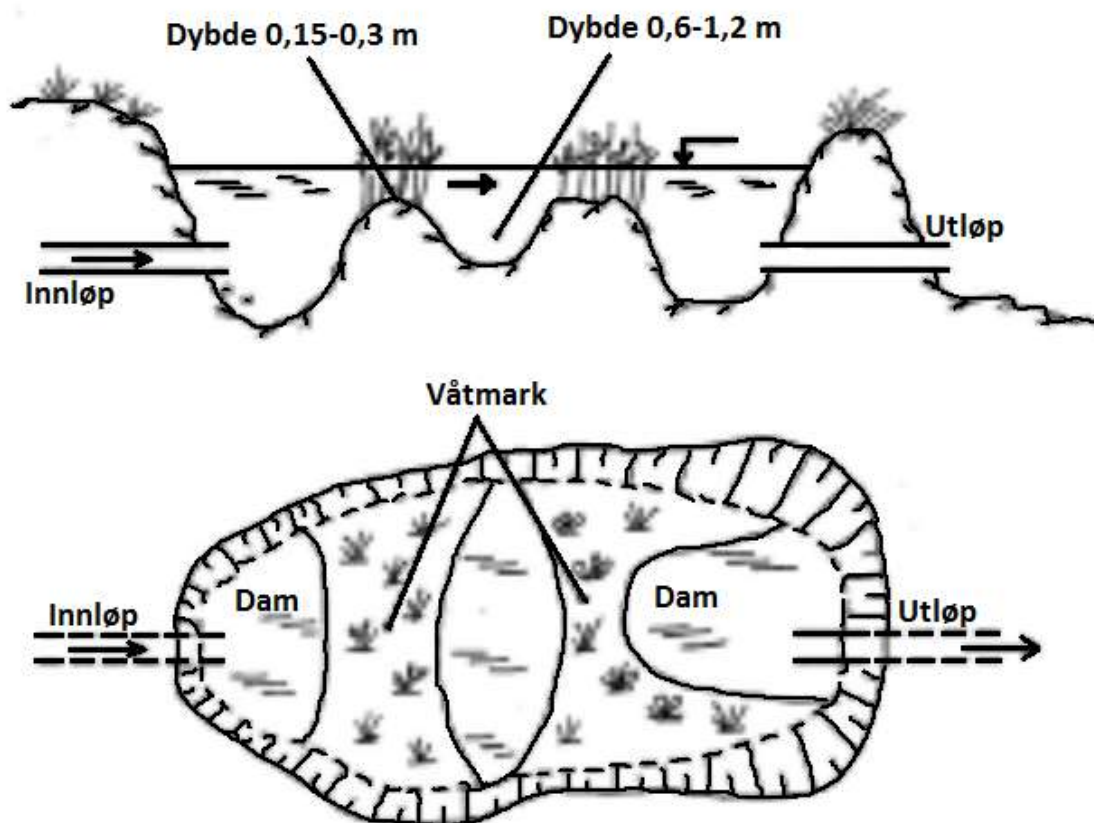
Våtmark

En våtmark kjennetegnes ved tett vegetasjon på våt mark med liten vanddybde. Vanddybden i en våtmark varierer og det kan forekomme arealer med fritt vannspeil og arealer over vannspeilet. Vanddybden er i hovedsak 30-50 cm, men kan også være 1-1,2 m enkelte partier. Når en våtmark brukes som rensesiltak, er den kunstig anlagt. Som et dimensjonerbart rensesiltak, er en våtmark komplisert. (Åstebøl & Roseth 2006)

Renseprinsippene for våtmark baserer seg på sedimentasjon, filtrering og adsorpsjon og i tillegg planteopptak av oppløste stoffer (Åstebøl & Roseth 2006).

Vinterklima

Våtmarker er mer utsatt for bunnfrysning på grunn av den grunne dybden. Med stor planteproduksjon og isdekke om vinteren kan det bli svært oksygenfattige forhold i vannet. Under slike forhold vil rensesgraden være dårligere enn under optimale forhold (Åstebøl & Roseth 2006)



Figur 20: Prinsippkisse av våtmark i plan og snitt (Åstebøl & Roseth 2006).

Drift

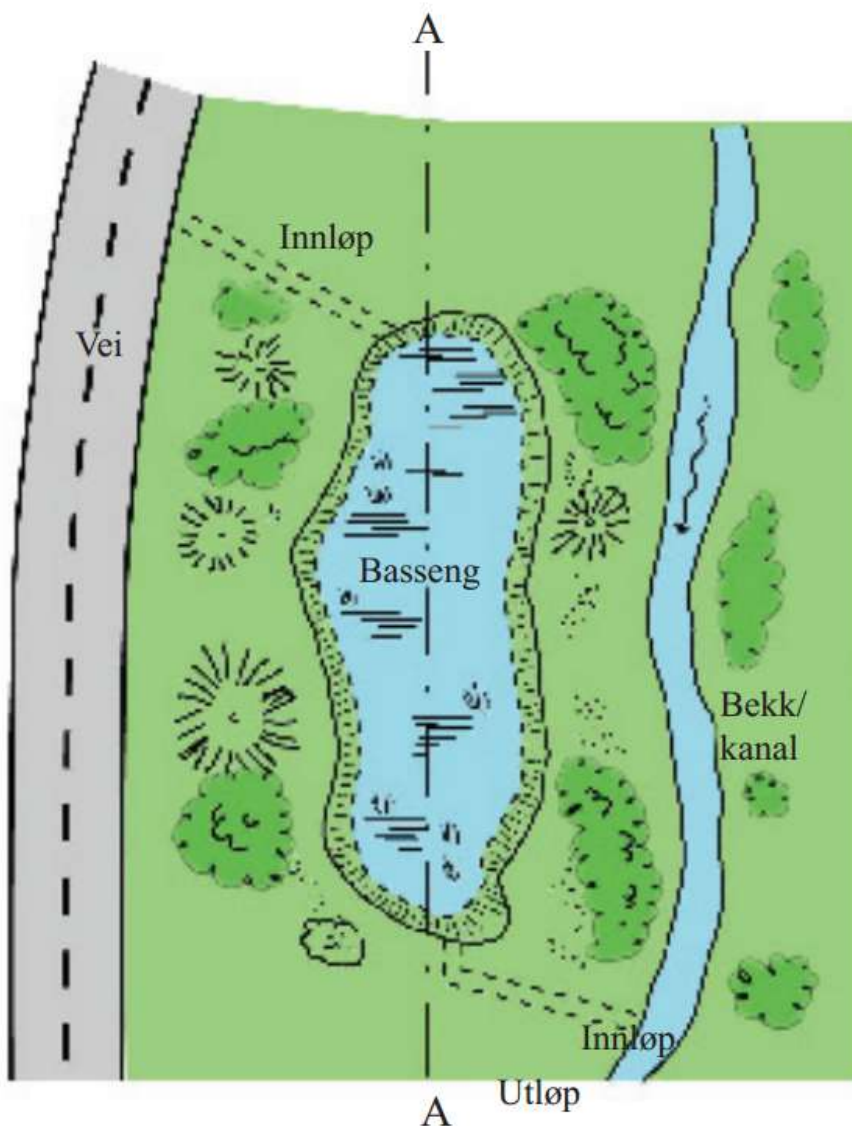
Det er i all hovedsak lite vedlikehold, men det kan være nødvendig å renske opp i innløpet. Det må også passes på at våtmarken ikke gror igjen (Åstebøl & Roseth 2006).

Erfaringer og renseeffekter

Det finnes ikke typiske verdier for rensegraden i våtmark og det er ikke mye dokumentasjon med erfaringer fra slike anlegg. Dessuten er våtmarker er mer arealkrevende enn infiltrasjonsanlegg og vått overvannsbasseng. (Åstebøl & Roseth 2006).

Håndbok 261 (2006) anbefaler at etablering av våtmark må ventes med inntil det foreligger mer internasjonal og nasjonal dokumentasjon om renseeffekten og at det vil være en utfordring med slike anlegg på vinteren.

Vått overvannsbasseng



Figur 21: Prinsippkisse av et overvannsbasseng med permanent vannspeil (Åstebøl & Roseth 2006).

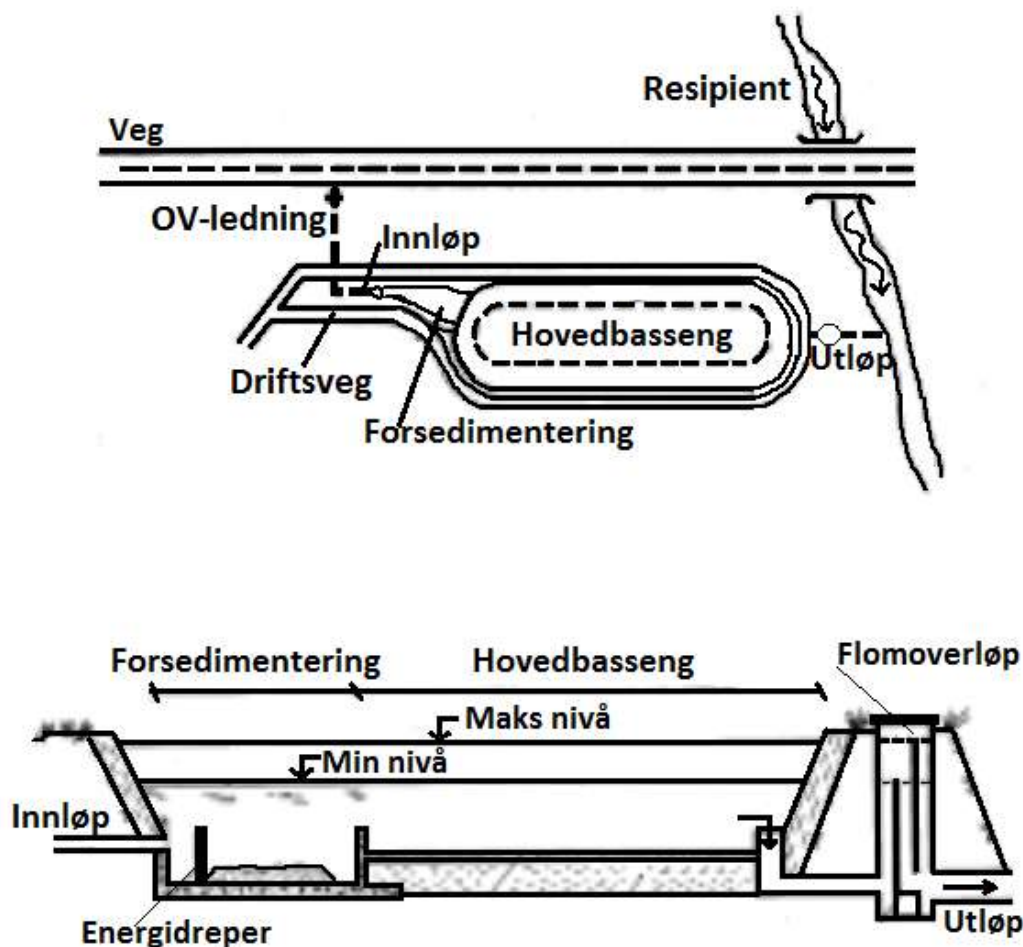
Et vått overvannsbasseng vil ha et permanent vannspeil og under et regnskyll mottar bassenget overflateavrenning som vil magasineres i henhold til kapasiteten til bassenget. Når bassenget har oppnådd normal vannstands nivå igjen vil det ha rent ut tilsvarende mengde som mottatt vannmengde. Det vannet som strømmer ut, vil da være renset gjennom oppholdet i

dammen fra forrige regnskyll. Normalt vil utløpet være strupet og dermed regulere vannmengden som strømmer ut. Under slike forhold vil vannstanden i dammen øke siden tilrenningen sannsynligvis vil være større enn avrenningen. På en slik måte opprettholdes rense- og fordrøyningseffekten. Renseeffekten er bestemt av dimensjonering og utforming. (VA/Miljøblad nr. 75)

Volumet i rensebassenget er helt avgjørende for renseseffekten (Åstebøl & Roseth 2006). Større volum gir bedre renseseffekt. Av særlig betydning for rensingen av overvann i vått basseng er bunnfelling av partikler, opptak av løste stoffer i vannplanter og binding av forurensninger til faste overflater som planter og bunnsediment (VA/Miljøblad nr. 75).

Vinterklima

Lave temperaturer kan føre til isdannelse i bassenget. Isdannelsen påvirker inn- og utløpets funksjon, reduserer vått volum og dermed kapasiteten, og hindrer luftig av vannet med fare for anaerobe forhold. Dette setter krav til dybde for å unngå bunnfrysing. I tillegg påvirker vinterklimaet den vegetative veksten og rensesprosesser knyttet til vannvegetasjonen. (Åstebøl & Hvitved-Jacobsen 1998)



Figur 22: Prinsippkisse av vått overvannsbasseng i plan og snitt (Åstebøl & Roseth 2006).

Drift

Et vått overvannsbasseng bør utformes slik at det har et lavt vedlikeholdsbehov, men det må allikevel beregnes noe vedlikeholdsarbeid. Forutsatt forsedimentering må bassenget vedlikeholdes ca. hvert 10.- 25. år. Hvis det legges til rette for vannplanter, kan det også være nødvendig å fjerne disse regelmessig (Åstebøl & Roseth 2006). Foruten tømning og fjerning av planter og sedimenter er det behov for driftstilsyn på erosjon, inn- og utløp, overløp og annet avfall som kan komme i bassenget (Åstebøl & Roseth 2006).

Erfaringer og renseeffekter

Det finnes generelt en god del erfaring når det kommer til rensing av overvann med vått overvannsbasseng, spesielt i USA og Europa. Erfaringstall fra kalde klima finnes det mindre av, men det er blant annet blitt utført overvåkning og målinger av overvannsbassenget i Skullerudkrysset i Oslo som viser god rensegrad som er på høyde med internasjonale erfaringer (Åstebøl & Roseth 2006).

Tabell 5: Årsmiddelverdier for rensegrad for Skullerudbassenget og internasjonale erfaringer. (Åstebøl & Roseth 2006)

Stofftype	Rensegrad Skullerud [%]	Rensegrad internasjonale erfaringer [%]
Suspendert stoff	85	70-80
Fosfor	61	55-65
Nitrogen	29	30-35
Bly	76	65-75
Sink	71	45-55
Kobber	58	55-65
Kadmium	60	-
Olje	82	-
16-PAH	86	-

Typisk har bassengene blitt utformet med tanke på fjerning av TSS og forfor. Erfaringer viser at forurensningsstoffene følger TSS og fosfor med hensyn til renseeffekt. Det oppnås derfor gode renseresultater for andre forurensinger også. (Åstebøl & Roseth 2006).

Vanndyb

Under tørrvær bør ikke dybden på rensebassenget være mer enn 1-1,5 m, og under regn ikke mer enn 2-2,5 m. Dette skyldes ønsket om å ha gode aerobe forhold i bassenget. Imidlertid må ikke bassenget være for grunt på grunn av erosjon, oppvirvling av bunnslam og isdekke. For Norge anbefales en minimumsdybde på ca. 1 meter (Åstebøl 2007b).

Inn- og utløp

For at bassenget skal fungere under vinteren bør inn- og utløpet være dykket. På den måten vil det kunne renne vann under isdekket og videre ut gjennom utløpet. Et dykket utløp har også den fordelen at det ikke vil renne olje ut av bassenget, utløpet vil fungere som en oljeavskiller og oljen kan skummes av overflaten. Det er ikke uvanlig at nye veganlegg stiller krav til overvannsbassenger om å kunne holde tilbake store mengder med olje som følge av en tankbilvelt. Utløpet bør være strupet for å holde tilbake fordrøyningsvolumet og gradvis slippe på den magasinerte vannmengden. Ved innløpet bør det plasseres en energidreper for å unngå for høy hastighet inn i bassenget, slik forlenges oppholdstiden og erosjon unngås. (Åstebøl 2007b)

Overløp

Bassenget bør ha et overløp for å kunne takle større avrenningshendelser. Et overløp skal tre i funksjon når fordrøyningsvolumet er fullt. (Statens vegvesen 2011)

Når vannstanden øker over kapasiteten som er tilgjengelig i dammen er det viktig å kontrollere hvor det renner i over. En nedsenkning i en jordvoll kan brukes som overløp. Et ubeskyttet overløp i en jordvoll vil raskt eroderes ned når vann går i overløpet og kan føre til at dammen tømmes ukontrollert. Overløpet må enten asfalteres eller beskyttes med steinplastring. (Endresen 2006)



Figur 23: V-overløp med horisontale overløp (Endresen 2006).

Andre spesifikasjoner

- For å oppnå optimal sedimenteringstid i hovedbassenget anbefales rolig langsgående strømming og et lengde/bredde-forhold på 3:1 - 4:1.
- Fall på sideskråninger over permanent vannspeil bør ikke være brattere enn 1:4.
- Bassenget bør være tømt til det permanente vannspeilet innen 10-20 timer for å være klar for en ny avrenningsperiode.
- For at rensedammen ikke skal bli for stor og ha god renseeffekt, bør ikke overvann fra naturområder ledes til dammen.
- For å opprettholde et permanent vannspeil må bunnen være tett og erfaringsmessig har det vist seg å være vanskelig å tette bunnen med leire.

- Det bør etableres en moderat mengde med rotfestede planter i bassenger for å motvirke eutrofiering. I tillegg tar vannplanter opp forurensninger og forurensningene fjernes fra vannfasen.
- For å etablere vannplanter kan det legges et tynt lag med sand på bunnen som vil fungere som rotfeste.
- Det er viktig at dammen utformes som et naturlig element av omgivelsene.
- Med tanke på sikkerhet omkring bassenget anbefales vegetasjon rundt som barriere.
(Åstebøl 2007b)

8 Metode for modul 1

8.1 Trafikkintensitet

E6 på Furuset er en svært trafikkert veg i norsk sammenheng. For å beskrive trafikkintensiteten brukes ÅDT. ÅDT er en forkortelse for ÅrsDøgnTrafikk og beskriver trafikkmengde for en bestemt vegstrekning. E6 på Furuset har en trafikkbelastning på ca. 86000 ÅDT (Statens vegvesen 2013) og ifølge håndbok 017 bør vegvannet på Furuset renses.

Tabell 6: Gjennomsnittlig ÅDT for E6 på Furuset og endringen i ÅDT med tanke på året før (Statens vegvesen 2013).

År	ÅDT	Gjennomsnittlig endring per år
		[%]
2005	80 573	-
2006	82 356	2,21
2007	84 889	3,08
2008	84 728	-0,19
2009	83 065	-1,96
2010	84 229	1,40
2011	84 948	0,85
2012	85 632	0,81

Med unntak fra finanskrisen i 2008-2009 har trafikkmengden økt jevnt over årene og hvis man forutsetter videre vekst med samme tempo, vil Furuset nå 100 000 ÅDT innen 2030.

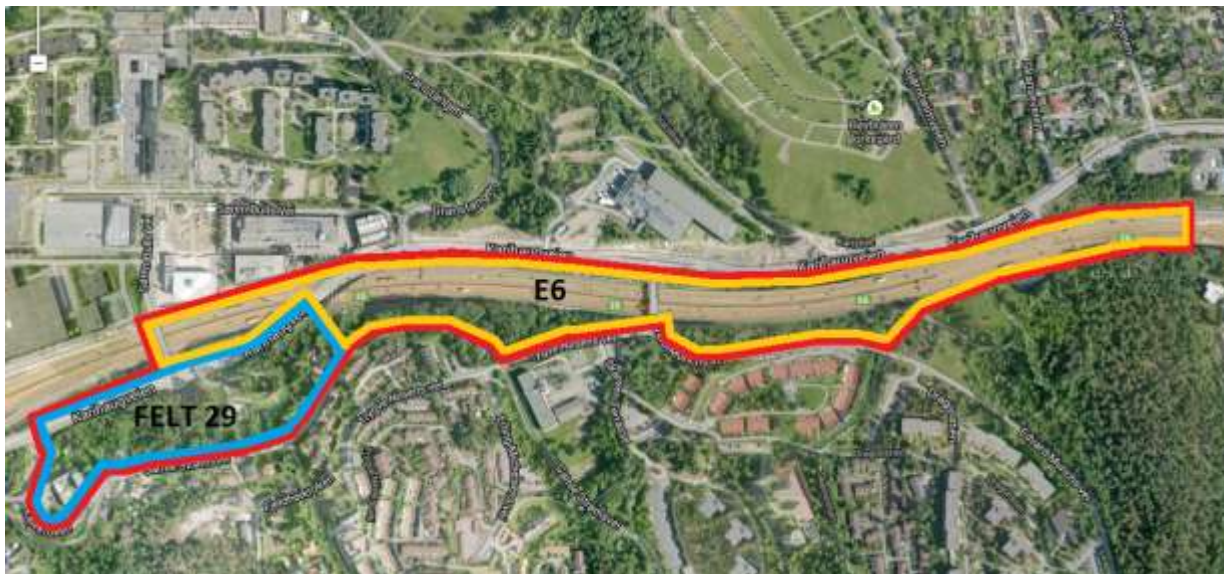
8.2 Nedbørsfelt

Arealet av nedbørsfeltet ble tegnet opp og målt i AutoCAD¹⁰ og arealet for hvert felt er vist i tabell 7. Feltene er inndelt med bakgrunn i topografi og tegninger over drens-systemet fra Djupedalsprosjektet, se vedlegg B, C og D. Det er et høybrekk i øst feltet som bestemmer nedbørsfeltgrensen øst på E6. Vannet faller vestover og nedbørsfeltet slutter etter oppsamlingspunktet til Senterbekken under E6.

Nedbørsfeltet for rensedammen på Furuset består av 2 ulike felt, E6 og felt 29. I felt 29 ligger det et overvannssystem, som er en del av Senterbekken. Overvannssystemet fra felt 29 går under E6, og ett av oppsamlingspunktene for vegvann har påslipp til denne overvannsledningen. Felt 29 består i hovedsak av skog, små veger og noen få hus. Som områdetype har felt 29 blitt valgt som enebolig/villa. Det vil si at alle verdier som er tatt fra StormTac og i beregningen av avrent vannmengde per år, er for områdetype "enebolig/villa" når det beregnes for felt 29.

Feltet kalt E6 består av både veg, grøfter og terreng hvor nedbøren har avrenning ned til vegen. Hele felt E6 er valgt til områdetype "veg".

¹⁰ AutoCAD: Program for 2D og 3D dataassistert konstruksjon (DAK), tegning, modellering og konstruksjon.



Figur 24: Nedbørsfelt for rensedammen (innfelt med rød linje). Nedbørsfeltet er delt i 2 felt; E6 og felt 29. Den blå linjen viser felt 29, gul linje viser E6.

Tabell 7: Oversikt over nedbørsfeltet som har avrenning til rensedammen.

Type område	Areal
	[m ²]
Veg	81 477
Felt 29	44 397
Sum	125 622

Vegen drenerer til tre oppsamlingspunkt. Dette kan ses på vedleggene B, C og D. Oppsamlingspunktene som ligger under E6 er vist på figur 25 og er markert med gul strek på tvers av fartsretningen. De gule pilene viser hvordan vannet renner til de tre oppsamlingspunktene. Bunnpunktet til E6 ligger vestover, utenfor nedbørsfeltet som er tegnet opp. Vann som faller vest for Senterbekken vil derfor renne vestover, bort fra nedbørsfeltet.



Figur 25: Viser hvordan vegvannet renner ned til de ulike oppsamlingspunktene. Bildet er tatt fra googlemaps.com.

8.3 Valg av renseløsning

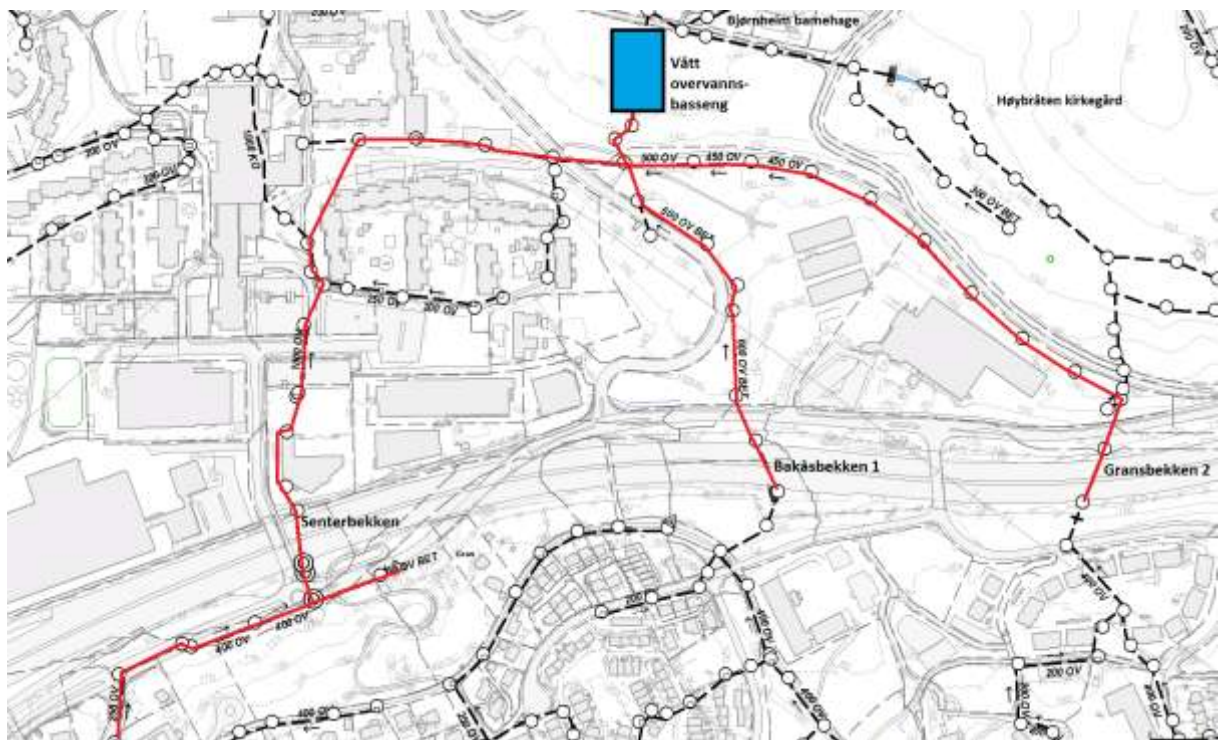
Vått overvannsbasseng er valgt som renseløsning i denne oppgaven. Bakgrunnen for valget er at rensedammen vil fungere på vinteren forutsatt at den er utformet riktig, og at det er veldokumentert at det oppnås gode renses effekter både internasjonalt og nasjonalt (Åstebøl & Roseth 2006). I tillegg vil bassenget fungere som et naturlig element i omgivelsene. Et vått overvannsbasseng vil ha et permanent vannspeil og ofte oppleves det som et positivt landskapselement. Forhåpentligvis kan en dam bidra til å oppfylle kommunens mål om naturlige møteplasser.

8.3.1 Plassering av rensedam

Det foreslås at alt vegvannet samles til ett punkt for å opprette en felles rensedam for alle bekkene.

Nord for E6 er traseen bratt for både Gransbekken 2 og Bakåsbekken, og det er derfor ikke gunstig å anlegge en rensedam like etter E6. Angående Senterbekken er det vanskelig å opprette en rensedam i nærheten av E6 på grunn av få grøntområder. Det er blant annet en moské, et kjøpesenter og annen bebyggelse der hvor Senterbekken går i dag.

Den mest naturlige plassen for en rensedam er i denne oppgaven vurdert til å være i friområdet ved Bjørnheim barnehage, vest for Høybråten kirkegård. Der er det god plass til en rensedam. Figur 12 nedenfor viser hvordan vegvannet vil bli transportert til et felles punkt i friområdet.



Figur 26: Overvannssystemet som fører med seg vegvann til rensedammen..

8.4 Beregning av forurensninger

I forbindelse med oppfølgingen av Vannrammedirektivet tok Fylkesmannen i Oslo og Akershus initiativet til å beregne utslippene av miljøgifter til Indre Oslofjord (Lindholm & Haraldsen 2013). I den forbindelse ble det utarbeidet en rapport, ”Miljøgifter i overvann fra tette flater, renseanlegg og overløp – Case Indre Oslofjord”, skrevet av professor Oddvar G. Lindholm og Simon Haraldsen, senioringeniør hos Fylkesmannen i Oslo og Akershus (2013). Metoden for å beregne miljøgifter fra E6 på Furuset og alle verdier fra tabell 8 er hentet fra denne rapporten.

For å beregne de totale miljøgiftutslippene fra tette flater, må man finne den gjennomsnittlige mengden av avrent overvann per år og multiplisere den med den gjennomsnittlige konsentrasjonen for de ulike forurensningene.

Den totale avstrømmende overvannsmengden fra tette flater er beregnet med formel:

$$Q_{\text{år}} = a * A_{\text{red}} * (P - b) * 10^{-3}$$

Formel 2: Den totale avstrømmende overvannsmengden

Hvor A_{red} er:

$$A_{\text{red}} = A * \alpha$$

Her er:

$Q_{\text{år}}$	Avrent volum over et middelår [m^3]
A	Andelen deltagende aktive tette flater som dreneres til overvannssystemet (avleses fra tabell)
A_{red}	Redusert areal er summen av areal med tette flater i avrenningsområdet [m^2]
P	Total nedbør over et middelår [mm]
b	Totalt tap av avrenning på grunn av fordampning [mm].
A	Totalt areal i avrenningsområdet
α	Andel tette flater av totalt areal (avleses fra tabell)

Dersom man ikke har arealet av for andel tette flatene kan man bruke tabell 8. Tabellen foreslår en tallverdi for andel tette flater i ulike områdetyper. Verdien for andel tette flater er i denne oppgaven ikke det samme som avrenningskoeffisienten. All avrenning fra tette flater vil som oftest ikke renne til overvannssystemet, men vil havne på permeable flater. For eksempel vil takvann hvor takrenna er ført ut på permeabelt terreng ikke havne i avløpssystemet. Andel deltagende tette flater beskriver andelen av avrenningen fra tette flater som havner i rør. Tabellen nedenfor viser anbefalte verdier for andel deltagende flater av de tette flatene.

Tabell 8: Tette flater og andel deltagende flater for ulike overflatetyper (Lindholm & Haraldsen 2013).

Type område	Andel tette flater av totalt areal	Andel deltagende tette flater
Villa/Enebolig	0,2	0,55
Rekkehus	0,4	0,6
Blokk	0,6	0,7
Sentrumsområder	0,8	0,9
Veger	1	1

8.5 Dimensjonering av vått overvannsbasseng med forsedimentering

8.5.1 Forsedimentering

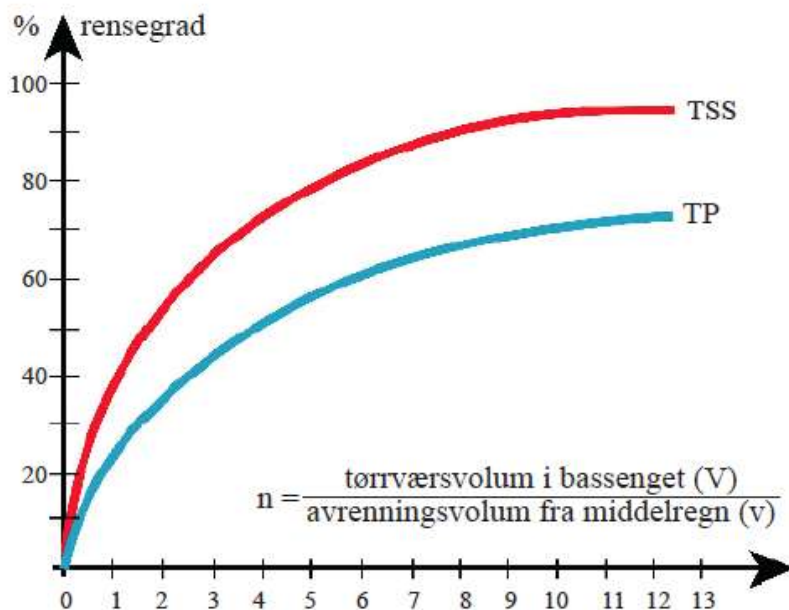
I følge håndbok 261 står det at forsedimenteringen kan dimensjoneres til 20-30 m³/redusert ha og at dybden bør være 1,2-1,5 meter (Åstebøl & Roseth 2006). Volumet til forsedimentering kommer i tillegg til tørrværsvolum og fordrøyningsvolum.

8.5.2 Tørrværsvolum

Det er valgt å beregne tørrværsvolum på bakgrunn av VA/Miljøblad nr. 75. Der er det beskrevet en dimensjoneringsmetode basert på middelregnetoden¹¹ (Åstebøl & Coward 2004). Målinger og erfaringer gjort fra Skullerudkrysset i Oslo, 2003-2004 viser at det er bra samsvar mellom rensebassengets størrelse, oppnådde renseseffekter og nedbørsforholdene og dimensjoneringsgrunnlaget som var middelregnetoden. (Åstebøl & Coward 2004).

For å finne tørrværsvolumet i bassenget brukes sammenhengen mellom middelregnet, bassengvolumet og renseseffekt (Åstebøl 2007b). Figur 4 illustrerer dette.

¹¹ Middelregn: Middelerdien av alle regn som er lik eller større enn 0,4 mm og hvor det er minst 1 times oppholdstid mellom to regnskyll (Åstebøl 2007b).



Figur 27: Dimensjoneringskurver for tørrværsvolum i overvannsbasseng. TP er total fosfor. Figur hentet fra VA/Miljøblad nr. 69 (2007).

Verdiene for n spanner seg fra 1-13. Fra ca. 8 og oppover vil det ikke oppnås ytterligere rensgrad (Åstebøl 2007b). n velges med tanke på resipient og dens sårbarhet. Grafen brukes i forbindelse med denne formelen:

$$n = \frac{\text{tørrværsvolum i bassenget}}{\text{avrenningsvolum fra middelregn}}$$

Hvor

- n* forholdet mellom tørrværsvolum og avrenningsvolum fra middelregn og avleses fra figur 13,
- V* tørrværsvolum i bassenget [m^3]
- v* avrenningsvolumet fra middelregnet [m^3].

For å finne tørrværsvolumet per redusert hektar:

$$V = n * v$$

Her er:

V antall m^3 per redusert ha

For å vite hvor mye av regnhendelsen som renner av må det tas hensyn til avrenningskoeffisienten. Multipliseres avrenningskoeffisienten med nedbørsfeltet, finner man redusert areal:

$$\text{Redusert areal [ha]} = \varphi * A$$

Her er:

φ	<i>avrenningskoeffisient</i>
A	<i>nedbørsfelt [ha]</i>

Settes disse sammen får man nødvendig totalt tørrværsvolum:

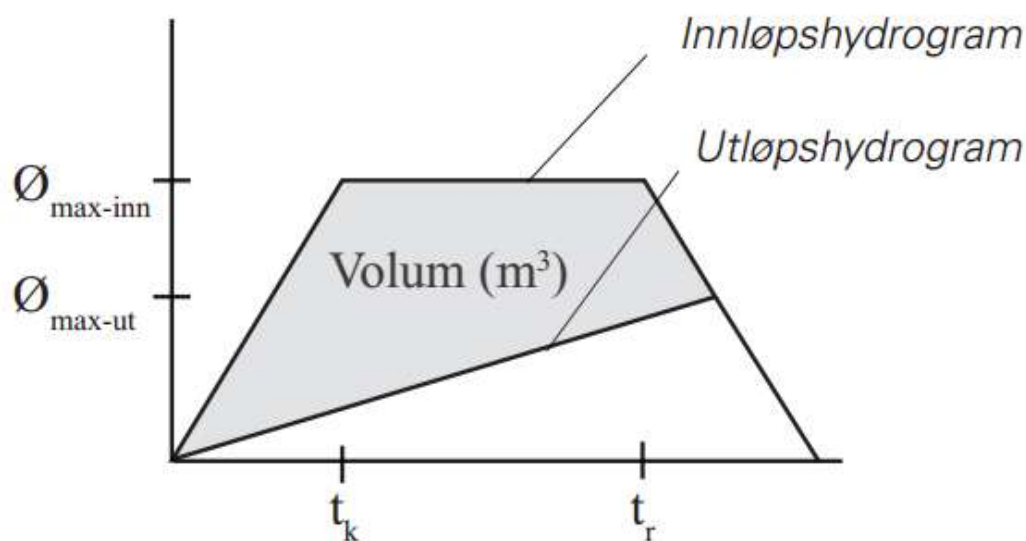
$$V_{tot} = n * v * \varphi * A$$

Formel 3: Totalt tørrværsvolum

8.5.3 Fordrøyningsvolum

Det volumet av tilført overvann som kan magasineres mellom høyeste og laveste vannstand er fordrøyningsvolumet (Åstebøl 2007b). I følge VA/Miljøblad nr. 69 (2006) er funksjonskravet til en overvannsdam at den skal beskytte det som ligger nedstrøms, ved å fordrøye et gitt volum beregnet ut fra kapasiteten nedstrøms. Under korte og intensive avrenningshendelser vil et basseng ha størst fordrøyningsseffekt. (Lindholm 2006)

Denne beregningsmetoden er fra VA/Miljøblad nr 69 og er basert på regnenvelopmetoden med konstant utløp. Figur 5 beskriver prinsippet for regnenvelopmetoden med konstant utløp. $\varnothing_{\max\text{-ut}}$ er maksimalt tillatt utløp og er skjæringspunktet mellom innløps- og utløpshydrogrammene. $\varnothing_{\max\text{-inn}}$ inntreffer når regnintensiteten varer lengre enn feltets konsentrasjonstid, t_k . Etter t_k vil samme vannmengde strømme inn i bassenget helt det slutter å regne. Regnets varighet er skrevet som t_r . Når det slutter å regne tar det tilsvarende like lang tid som feltets konsentrasjonstid før det slutter å renne inn i bassenget.



Figur 28: Eksempel på et innløps- og utløpshydrogram etter Aaron og Kibler (Lindholm 2006).

For å beregne fordrøyningsvolumet må det velges et dimensjonerende gjentaksintervall. For det valgte gjentaksintervallet beregnes det tilløpsevolumer, V_{inn} , og utløpsmengder, V_{ut} for alle intensiteter og regnvarigheter. Disse verdiene kan finnes i IVF-kurven fra vedlegg E.

V_{inn} beregnes ved følgende formel:

$$V_{\text{inn}} = i_{z, tr} * t_r * A * \varphi$$

Formel 4: Volum inn i bassenget

Her er:

V_{inn}	Totalt volum inn [m^3]
$i_{z, tr}$	Regnintensiteten for et kasseregn med gjentaksintervall z og varighet t_r [$l/s \text{ ha}$]
t_r	Regnets varighet [min]
A	Arealet av nedbørsfeltet [ha]
φ	Avrenningskoeffisienten

V_{ut} beregnes ved følgende formel:

$$V_{\text{ut}} = Q_{\text{max-ut}} * \frac{t_r + t_k}{2}$$

Formel 5: Volum ut av bassenget

Her er

V_{ut}	Totalt volum ut av bassenget [m^3]
Q_{max-ut}	Maksimalt tillatt utløp [l/s]
t_r	Regnets varighet [min]
t_k	Konsentrasjonstiden til feltet [min]

For begge utregningene må regnets varighet multipliseres med 60 s/min og for å få volumet i kubikk må $V_{inn/ut}$ divideres med 1000 l/m^3 .

Fordrøyningsvolumet beregnes slik:

$$V_{fordrøyning} = V_{inn} - V_{ut}$$

Formel 6: Fordrøyningsvolum

I VA/Miljøblad nr. 69 står det at fordrøyningsvolumet skal dimensjoneres for den største fordrøyningsmengden som oppstår ved det valgte gjentaksintervallet.

8.6 Istykkelse

I følge VA/Miljøblad nr. 69 (Lindholm 2006) må det settes av plass til isdannelsen om vinteren i tillegg til det aktive utjevningsvolumet, og istykkelsen kan beregnes slik:

$$h = a * \sqrt{D_f}$$

Formel 7: Istykkelse

Her er:

h	Istykkelse [mm]
a	Koeffisient gitt fra tabell
D_f	Summen av grad-dager ¹² under 0 °C.

Tabell 9: Tabell over verdien a. For bekker og elver varierer a fra 7-17.

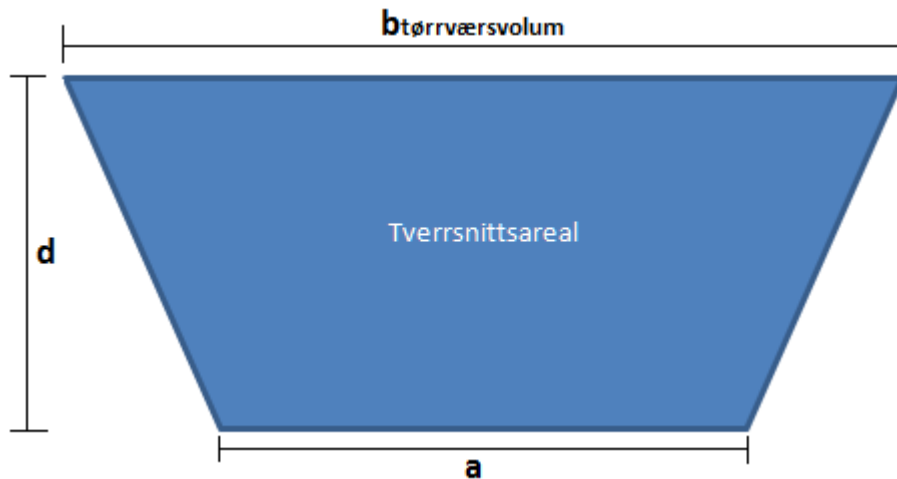
Forhold	a
Teoretisk maksimum	34
Innsjø med mye vind og ikke noe snødekke	27
Innsjø med middel forhold med snødekke	17-24
Elv med middels forhold med snødekke	14-17
Beskyttet elv med rask strømning	7-14

¹² Grad-dager: Summerer temperaturen for alle dagene som har snittemperaturer under 0 °C. F.eks. gir 10 minusgrader i to døgn $D_f = 20$ (Lindholm 2006).

8.7 Geometrisk utforming av vått overvannsbasseng

8.7.1 Tørrværsvolum

For å beregne dimensjonene på tørrværsvolumet er det tatt utgangspunkt i at volumet og dybden er kjent.



Figur 29: Prinsippkisse av tverrsnittet for tørrværsvolumet.

Den gjennomsnittlige bredden på tørrværsvolumet er snittet av bunnbredden og overflatebredden. Forholdet uttrykkes slik:

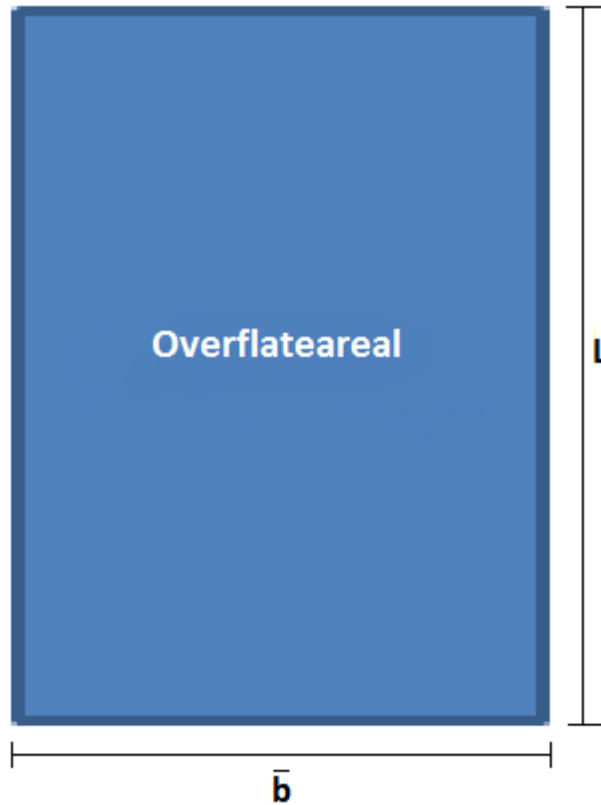
$$\bar{b} = \frac{a + b_{\text{tørrværsvolum}}}{2}$$

Formel 8: Gjennomsnittlig bredde for tørrværsvolumet

Her er:

\bar{b}	<i>Gjennomsnittlig bredde for tørrværsvolumet</i>
a	<i>Bunnbredde</i>
$b_{\text{tørrværsvolum}}$	<i>Overflatebredde av tørrværsvolumet</i>

Den gjennomsnittlige bredden brukes for å finne lengden av overflatearealet for tørrværsvolumet.



Figur 30: Prinsippskisse av overflatearealet av tørrværsvolumet.

Det beregnes for et lengde/bredde –forhold på 3:1 for tørrværsvolumet. Fra dette forholdet kan den gjennomsnittlige bredden for tørrværsvolumet uttrykkes.

$$\text{Overflateareal} = \bar{b} * L$$

Hvor $L=3*\bar{b}$

$$\text{Overflateareal} = \bar{b} * 3\bar{b}$$

$$\bar{b} = \sqrt{\frac{\text{Overflateareal}}{3}}$$

Formel 9: Gjennomsnittlig bredde av tørrværsvolumet med lengde/bredde-forhold 3:1

Her er:

\bar{b} Gjennomsnittlig bredde av tørrværsvolumet
 L Lengden av tørrværsvolumet

Ved å finne den gjennomsnittlige bredden kan lengden, L , regnes ut ved å multiplisere med 3. For å finne overflatebredden av tørrværsvolumet benyttes forholdet mellom helningen, 1:1,5, og den geometriske utformingen.

$$b_{\text{tørrværsv.}} = a + 3d$$

$$\bar{b} = \frac{a + b_{\text{tørrværsv.}}}{2}$$

$$\bar{b} = \frac{2a + 3d}{2}$$

Formel 10: Gjennomsnittlig bredde for tørrværsvolumet med lengde/bredde-forhold 3:1

Uttrykker ligningen med hensyn på a (bunnbredde), får man følgende uttrykk:

$$a = \frac{2\bar{b} - 3d}{2}$$

Formel 11: Bunnbredde uttrykt ved gjennomsnittlig bredde og dybde.

For å beregne $b_{\text{tørrværsvolum}}$ settes verdien for a (bunnbredde) inn i uttrykket for overflatebredden:

$$b_{\text{tørrværsv.}} = a + 3d$$

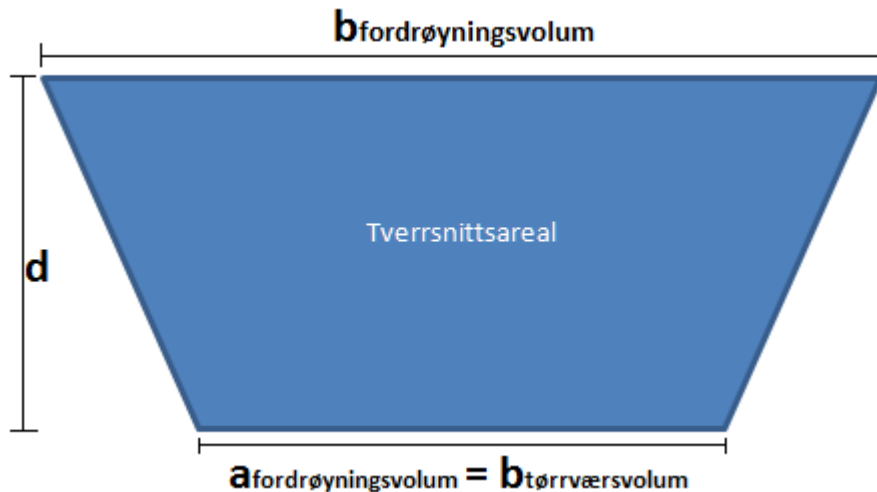
Formel 12: Overflatebredde for tørrværsvolumet

For disse uttrykkene er:

$b_{\text{tørrværsvolum}}$	<i>Overflatebredde av tørrværsvolumet</i>
a	<i>Bunnbredde</i>
d	<i>Dybde</i>
\bar{b}	<i>Gjennomsnittlig bredde for tørrværsvolumet</i>

8.7.2 Fordrøyningsvolum

For fordrøyningsvolumet er både lengden og bunnbredden kjent, siden dette er bestemt ut fra tørrværsvolumet. Nødvendig volum vil også være kjent på forhånd. Derimot er dybden, d , ukjent.



F

Figur 31: Prinsippkisse av tverrsnitt for fordrøyningsvolumet.

For fordrøyningsvolumet vil overflatebredden av tørrværsvolumet være lik bunnbredden til fordrøyningsmagasinet, $a = b_{\text{tørrværsvolum}}$. For sidekantene brukes den anbefalte helningen 1:4. Ved denne helningen blir uttrykket for overflatebredden av fordrøyningsvolumet:

$$b_{\text{fordrøyningsv.}} = a + 8d$$

Formel 13: Overflatebredde på fordrøyningsvolum

Her er:

a	<i>Bunnbredde</i>
d	<i>Dybde på fordrøyningsvolumet</i>
$b_{\text{fordrøyningsvolum}}$	<i>Overflatebredden av fordrøyningsvolumet</i>

Lengden av overflatearealet er bestemt av tørrværsvolumet og volumet av fordrøyningen må derfor være innenfor denne utstrekningen. Det er kun lengden av bassenget som har sidekant 1:4 i denne oppgaven, og oppfyllingen av fordrøyningsvolumet må derfor breie seg ut på tvers av dammen. Her har det blitt brukt ”prøve og feile”-metoden for å finne en dybde og bredde som tilfredsstiller volummengden.

8.8 Beregnet videreført vannmengde fra rensedam

Ved flom over en viss størrelse vil det gå to vannstrømmer ut av rensedammen, en ut gjennom utløpet og en ut via overløpet.

For å beregne hva som går ut via overløpet brukes:

$$V_{overløp} = V_{inn} - V_{ut} - V_{fordrøyningsvolum}$$

Formel 14: Overløpsvolum

Gjennomsnittlig vannføring, [m³/s], ut av overløpet beregnes ved:

$$\overline{Q_{overløp}} = \frac{V_{overløp}}{(t_r - t_k) * 60s/min}$$

Formel 15: Gjennomsnittlig vannføring via overløpet

Her er:

$\overline{Q_{overløp}}$	Gjennomsnittlig vannføring ut av overløpet [m ³ /s]
$V_{overløp}$	Totalt volum ut av overløpet [m ³]
t_r	Regnets varighet [min]
t_k	Konsentrasjonstid for nedbørsfeltet [min]

Total vannmengde, [m³/s], videreført til bekken blir da summen av utløpet og overløpet

$$\overline{Q_{overløp}} + Q_{max-utløp} = Q_{total}$$

Formel 16: Total vannføring ut av rensedammen

Her er:

$\overline{Q_{overløp}}$	Gjennomsnittlig vannføring ut av overløpet [m ³ /s]
$Q_{max-utløp}$	Maksimalt tillatt videreført vannføring [m ³ /s]
Q_{total}	Total videreført vannføring [m ³ /s]

8.9 Forutsetninger

For dimensjonering av rensedam er det satt tre forutsetninger:

1. Det dimensjoneres ut fra dagens situasjon.
2. At vegvannet separeres fra overvannet.
3. At det ikke går på noe annet enn vegvann på rørsystemet nord for E6 som leder vannet til rensedammen.

8.9.1 Analyseområdet

Tabell 10 viser arealet til nedbørsfeltet med tilhørende avrenningskoeffisienter. Listen over avrenningskoeffisienter finnes i vedlegg F. Avrenningskoeffisienten til felt 29 er valgt til nedre del av intervallet for eneboligområder fordi området består av mye grøntområder. Redusert areal er også beregnet og er oppgitt i både m² og hektar.

Tabell 10: oversikt over nedbørsfeltet som har avrenning til rensedammen.

Type område	Areal [m ²]	Avrenningskoeffisient ϕ	Redusert areal [m ²]	Redusert areal [ha]
Veg	81 477	0,9	73 329	7,3
Felt 29	44 397	0,5	22 199	2,2
Sum	125 622		95 528	9,5

8.9.2 Beregning av forurensninger

Trafikkintensitet

I StormTac sin database finnes det verdier for forurensningsmengder beregnet for veger med blant annet 1000, 10 000, 50 000 og 100 000 ÅDT. For beregningen av forurensninger i denne oppgaven brukes derfor trafikkbelastningen 100 000 biler per døgn.

Nedbør over et middelår

Gjennomsnittsverdien for Oslo (Blindern) er 763 mm/år, og er funnet hos Meteorologisk institutt. Denne verdien brukes i formel 2.

Totalt tap av avrenning

Tapet av avrenning kan settes til ca 50 mm for områder med helning > 1,5 % og for flatere områder kan det brukes 100 mm (Norges geologiske undersøkelse 2013a). Etter samtale med Oddvar Lindholm ble det anbefalt å bruke 100 mm tap for området, selv om helningen er større enn 1,5 % for nedslagsfeltet fordi han mener at verdiene generelt er for lave fordi små duskgren vil fordampe og ikke renne av. Denne verdien brukes i formel 2.

8.9.3 Beregning av forsedimentering, tørrværsvolum og fordrøyningsvolum

Tabell 11 viser verdiene for nedbørsfeltet som er brukt i utregningene for tørrværsvolumet og fordrøyningsvolumet.

Tabell 11: Verdier for feltet som er brukt i utregningene.

Informasjon om feltet	Verdi	[Enhet]
Nedslagsfeltets areal	12,56	[ha]
Konsentrasjonstid	16	[min]
Vektet avrenningskoeffisient	0,76	

Feltets konsentrasjonstid

Konsentrasjonstiden ble regnet med en tilløpstid på 5 minutter og strømmingstiden i rørene er beregnet med formel 1. Her er det brukt strømningshastighet på 1,5 m/s i rørene. Lengden på hele ledningsstrekkingen er 996 meter. Konsentrasjonstiden for feltet ble da 16 minutter.

Avrenningskoeffisient

Avrenningskoeffisienten har blitt vektet mellom feltene E6 og felt 29. Den vektete avrenningskoeffisienten har blitt beregnet slik:

$$\varphi_{vektet} = \frac{(A_{E6} * \varphi_{E6}) + (A_{29} * \varphi_{29})}{A_{tot}}$$

Forsedimentering

For dimensjonering av forsedimenteringen er det valgt maksimal anbefalt dybde for å få så lite overflateareal som mulig da det er begrenset med plass der hvor forsedimenteringen skal være. Det er valgt en overflatebelastning på 25 m³/redusert ha, for å få en gjennomsnittlig overflatebelastning av det som er anbefalt. Det reduserte arealet er 9,5 hektar.

Klimafaktor

Tidligere analyser som COWI AS har utført, viser at renseeffekten i bassenget er lite påvirket av forventet klimautvikling. Det er derfor ikke lagt til klimafaktor for dimensjoneringen av rensedammen (Åstebøl 2013).

Rensegrad

Ut i fra Fylkesmannen i Oslo og Akershus anbefalinger (Fylkesmannen i Oslo og Akershus 2013b) og Oslo kommunes veileder for utbygger (Vann- og avløpsetaten 2012c), velges det at utløpskonsentrasjonen for TSS skal være maksimalt 100 mg SS/l. For veg er gjennomsnittlig innhold av suspendert stoff 294 mg/l. En reduksjon til 100 mg SS/l gir en rensegrad på ca 70 %. Denne rensegraden er utgangspunktet for å bruke graf 27.

Middelregnetoden

Flerårige målinger i Oslo-området gir et middelregn på 3,6 mm (Åstebøl 2007b). For Oslo blir avrenningsvolumet fra middelregnet:

$$v = 3,6 \text{ mm} * 1 \text{ ha} = 3,6 * 10^{-3} \text{ m} * 10.000 \text{ m}^2 = 36 \text{ m}^3/\text{red ha}$$

Denne verdien brukes i dimensjoneringen av tørrværsvolumet.

Fordrøyningsvolum

NORVARs veileder i overvannshåndtering gir retningslinjer for minimum dimensjonerende gjentaksintervall, og den varierer mellom 5-30 års gjentaksintervall (Lindholm et al. 2008). Området hvor rensedammens plassering er foreslått, har grøntområde og fotballbane nærliggende. Området blir i denne oppgaven kategorisert til mindre sårbart. For mindre sårbare områder anbefales 5 års gjentaksintervall.

Maksimalt tillatt utløp

Maksimalt tillatt utløp er den vannmengden som maksimalt kan gå ut av bassenget.

Det finnes ingen veiledere som direkte kan brukes til å beregne dette siden det er avhengig av hva resipient nedstrøms tåler. For denne oppgaven er maksimal utløpsmengde bestemt ved hjelp av tabellen "Øvre grense for påslippsmengder" funnet i "Overvannshåndtering, en veileder for utbygger" (Vann- og avløpsetaten 2012c). Tabellen viser rammebetingelser for påslippsmengder for overvann til offentlig avløpsledning, begrenset til avrenningsareal lik 1,5 hektar. For å finne verdier for redusert avrenningsareal lik 9,5 har det blitt interpolert ut fra tabellen og funnet at det blir ca 250-265 l/s. Det velges 250 l/s for fordrøyningsvolumberegningene. Tabellen ligger vedlagt i vedlegg G.

Bredde/lengde-forhold

Arealet hvor rensedammen anbefales plassert har god plass på tvers av strømretningen, men litt begrenset plass på langs. For å bruke minst av plassen på langs velges det anbefalte bredde/lengde -forholdet 1:3.

Videreført vannmengde

For å beregne hva som går ut av rensedammen ved ulike flomsituasjoner brukes differansen mellom volum inn, volum ut via utløpet og tilgjengelig magasineringskapasitet når regnets varighet er 30 minutter. Ved de ulike gjentaksintervallene vil det gå ulike vannmengder via overløp. Vannmengdene er beregnet for en regnvarighet på 30 min fordi det er konsentrasjonstiden til nedbørsfeltet til bekken.

8.9.4 Istykkelse

Det er vanskelig å vite hvilken tabellverdi som er best å bruke for en rensedam. Det vil derfor beregnes for tabellverdiene $a = 20$ og $a = 14$ i formel 7 "Istykkelse" for å finne istykkelsen ved ulike strømningsforhold.

For å finne summen av grad-dager brukes døgn-normaler for temperatur fra værstasjonen på Blindern. Sum grad-dager under 0 grader er -376,5. Verdien er funnet hos Meteorologisk institutt, klima.no. Grad-dager, D_f , blir da 376,5.

9 Resultater

9.1 Beregning av total forurensningsmengde

9.1.1 Avrent volum over et middelår

Tabell 12: Mengden avrent overvann fra nedbørsfeltet som vil ha tilrenning til rensbassenget.

Type areal	Areal	Andel tette flater av totalt areal	Redusert areal	Andel deltagende flater	Nedbør	Tap	Avrent overvann fra tette flater
	[m ²]		[m ²]		[mm/år]	[mm/år]	[m ³ /år]
100.000 ÅDT	81 477	1,0	81 477	1,0	763	100	54 019
Felt 29	44 397	0,2	8 879	0,55	763	100	3 238

9.1.2 Total mengde forurensninger til rensbassenget i løpet av ett år

Tabell 13: Beregnet mengde forurensning per år fordelt mellom feltene og summen av forurensninger fra begge feltene.

Type areal	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	[kg/år]	[kg/år]	[kg/år]	[kg/år]	[kg/år]	[kg/år]	[kg/år]
100 000 ÅDT	0,0524	2,701	10,26	0,0043	2,38	5,02	75,6
Felt 29	0,0016	0,013	0,065	0,000049	0,019	0,032	0,26
Sum	0,054	2,7	10,3	0,0044	2,4	5,06	75,86

Type areal	PAH	BaP	PCB	P	N	SS	Olje
	[kg/år]	[kg/år]	[kg/år]	[kg/år]	[kg/år]	[kg/år]	[kg/år]
100 000 ÅDT	0,221	0,0059	0,0044	28,6	129,6	15882	64,8
Felt 29	0,002	0,00016	0,00027	0,65	4,53	146	1,3
Sum	0,223	0,0061	0,0047	29,3	134,2	16027,4	66,1

Fra tabellen var det tydelig at det var E6 som bidro med det meste av forurensningene.

9.2 Volum av vått overvannsbasseng med forsedimentering

9.2.1 Forsedimentering

Det totale volumet for forsedimenteringen ble 237,5 m³. Når dybden var 1,5 meter, ble overflatearealet 158,3 m².

9.2.2 Tørrværsvolum

Tabell 14: Størrelsen på tørrværsvolumet med 70 % rensegrad.

Rensegrad	70 % fjerning av TSS	
n	3,5	Avlest fra graf
v	36	[m ³ /red ha]
V	126	[m ³ /red ha]
V _{tot}	1197	[m ³]

Tabell 15: Dimensjonene på tørrværsvolumet med 70 % rensegrad.

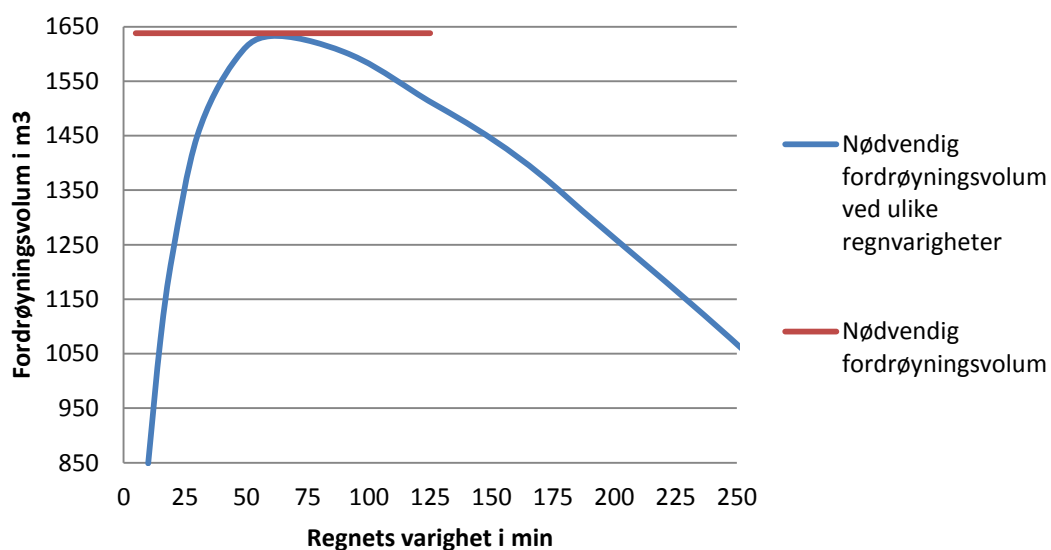
Utformingen på tørrværsvolumet	
d=	1,25 meter
a=	16,0 meter
b=	19,7 meter
Tverrsnittsareal =	22,33 m ²
V =	1197 m ³

9.2.3 Fordrøyningsvolum

Tabell 16: Beregning av nødvendig fordrøyningsvolum med regnvelopmetoden for 5 års gjentakintervall.

Varighet	Intensitet	Q _{maks-inn}	V _{inn}	V _{ut}	V _{fordrøyning}
[min]	[l/s ha]	[l/s]	[m ³]	[m ³]	[m ³]
10	182,5	1739	1044	195	849
15	152,5	1453	1308	233	1076
20	131,5	1253	1504	270	1234
30	104,6	997	1794	345	1449
45	79,4	757	2043	458	1586
60	64,2	612	2203	570	1633
90	46,6	444	2398	795	1603
120	37,1	354	2546	1020	1526
180	27,3	260	2810	1470	1340
360	16,4	156	3376	2820	556

Nødvendig fordrøyningsvolum ved ulike regnvarigheter for 5 års gjentaksintervall



Figur 32: Nødvendig fordrøyningsvolum vist grafisk. Den største verdien for fordrøyningsvolumet er den mengden som må dimensjoneres for. I dette tilfellet ca. 1633 m³.

For fordrøyningsvolumet med 5 års gjentaksintervall ble volumet ca. 1633 m³. Beregning av fordrøyningsvolum er vist i vedlegg H.

Tabell 17: Dimensjonene for fordrøyningsvolumet når valgt gjentaksintervall var 5 år.

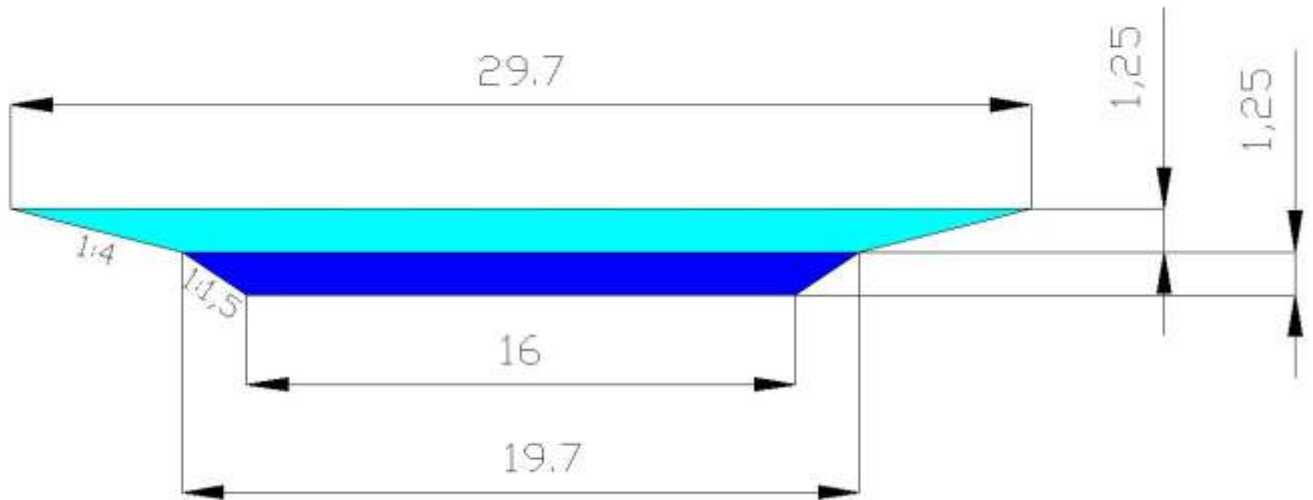
Utformingen av fordrøyningsvolumet	
d =	1,25 meter
a =	19,7 meter
b =	29,7 meter
Tverrsnittsareal =	30,9 m ²
V =	1655 m ³

9.3 Istykkelse

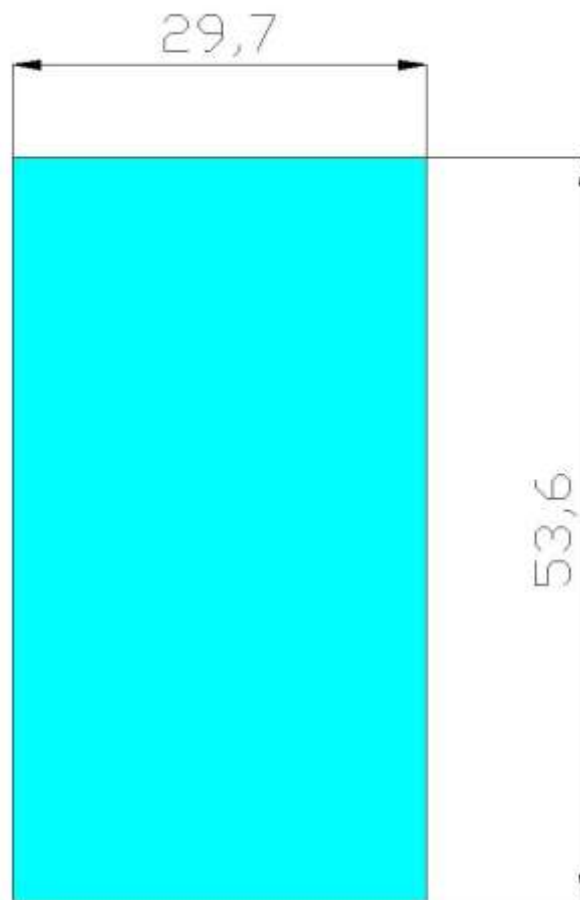
Isdannelsen på overvannsbassenget ble beregnet til å være mellom 27 og 39 cm.

9.4 Utforming av vått overvannsbasseng uten forsedimentering

Figuren under viser tverrsnittet med størrelse (meter) for rensedammens tørrværsvolum og fordrøyningsvolum. Totalt bassengvolum ble 2852 m³ og total dybde ble 2,5 meter.



Figur 33: Rensedammen i profil med dimensjon på tverrsnittet av rensedammen. Det lyseblå er fordrøyningsvolumet og det mørkeblå er tørrværsvolumet. Figuren er laget av Tirill Sandstø i AutoCAD.



Figur 34: Rensedammen i planet med dimensjon på overflatearealet når rensedbassenget er helt fullt. Figuren er laget av Tirill Sandstø i AutoCAD.

9.5 Vått overvannsbasseng i planet

Dammens dimensjoner er satt inn i AutoCAD. Dimensjonene er i riktig skala i forhold til kartet. Det minste rektangelet er forsedimenteringen. Det største rektangelet (mørkeblått) er rensedammen når hele det tilgjengelige fordrøyningsvolumet er fylt. Den avlange, tykke og blå linjen er bekken. Bekken vil bli beskrevet i



Figur 34: Viser plassering av rensedammen i planet. Rensedammen består av forsedimentering, rensedbasseng med utløp til bekk.

9.6 Videreført vannmengde

Tabell 18: Gjennomsnittlig total videreført vannmengde fra rensedam ved en regnvarighet 30 minutter.

Gjentaks- intervall	V_{inn} [m ³]	V_{ut} [m ³]	V_{fordrøyning} [m ³]	Overløp [m ³]	Maksimalt tillatt videreført vannmengde ut av utløpet [m ³ /s]	Gjennom- snittlig vannføring fra overløp [m ³ /s]	Gjennom- snittlig total vannmengde ut av rensedam [m ³ /s]
2	1287	345	942	0	0,250	0	0,250
5	1794	345	1449	0	0,250	0	0,250
10	2131	345	1786	153	0,250	0,182	0,432
20	2453	345	2108	475	0,250	0,565	0,815
50	2870	345	2525	892	0,250	1,062	1,312
100	3182	345	2837	1204	0,250	1,433	1,683
200	3494	345	3149	1516	0,250	1,805	2,055

10 Diskusjon

10.1 Nedbørsfelt

Grunnlag

Nedbørsfeltet har blitt delt opp på grunnlag av topografi og tegninger fra Djupedalsprosjektet fra 1974. Det ligger en del usikkerhet i dette, blant annet er tegningene fra Djupedalsprosjektet tegninger for det som er prosjektert og trenger ikke å samsvare med dreneringssystemet som faktisk ligger i veien.

Alt vegvann som faller i nedbørsfeltet renner vestover og det er antatt at alt vann oppstrøms for hvert oppsamlingspunkt går i nærmeste oppsamlingspunkt. Det er mulig at noe vegvann renner ut av nedbørsfeltet fordi bunnpunktet til E6 ligger vest for nedbørsfeltet, og at noe av vannet renner forbi oppsamlingspunktene.

Størrelse av nedbørsfelt med avrenning til rensebasseng

I starten av masterperioden ble det forsøkt å beregne nødvendig bassengvolum uten separering av vegvannet. Tabell 19 viser arealet som det ville ha strømmet fra til dammen ved den situasjonen. Det reduserte arealet ble 20,6 hektar og tørrværsvolumet ble 2596 m³ med 70 % rensegrad. Fordrøyningsvolumet ble 3162 m³ med 5 års gjentaksintervall. Til sammen ble dette et volum på 5758 m³.

Det er et veldig stort rensebasseng, og det vil ha et overflateareal på omtrent 2303 m² når det er helt fullt. Overflatearealet for det permanente vannspeilet ville vært 2076 m². Brukes lengde/bredde-forholdet 3:1 ville utstrekningen for dette bassenget blitt ca. 88 meter og det er mer enn hva det er plass til i friområdet som er valgt som plassering i denne oppgaven.

Tabell 19: Viser to ulike størrelser for nedbørsfeltet til rensedammen. Det minste nedbørsfeltet er forutsatt separering av vegvannet og det største har ikke separert det ut og har derfor med overvann fra boligområdet oppstrøms for E6.

Type område	Areal	Avrenningskoeffisient	Redusert areal	Redusert areal
	[m ²]		[m ²]	[ha]
Veg	81 477	0,9	73 103	7,3
Boligområde	189 572	0,7	132 700	13,3
Sum	270 797		206 029	20,6

I tillegg til at bassenget ville blitt veldig stort ville rensegraden blitt dårligere. Avrenningen sør for E6 ville vært treg og jevn. Dette ville i følge Åstebøl (Åstebøl 2013) påvirke oppholdstiden i bassenget negativt. Bidraget sør for E6 er dessuten større enn mengden vegvann som ville kommet til rensanlegget. Vegvannet og forurensingene ville blitt fortynnet av overvannet fra boligområdet og innløpskonsentrasjonen ville vært lavere. Fra teorikapitlet står det at dess høyere innløpskonsentrasjon, dess bedre rensegrad og dette betyr at rensegraden ville blitt lavere.

10.2 Beregning av forurensninger

Avrenning i vegbanen

De gresskleddede sidekantene som har avrenning ned til E6 har også blitt inkludert i nedbørsfeltet og det er antatt at alt vannet som faller på sidekantene havner i dreneringssystemet. I virkeligheten er det sannsynlig at noe av vannet infiltreres. Dette er ikke tatt hensyn til med tanke på α (andel tette flater av totalt areal) når det beregnes for total avstrømmende overvannsmengde ($Q_{\text{år}}$) i formel 2. For E6 har α blitt satt til 1 etter anbefaling fra tabell 8. Beregnet avstrømmende overvannsmengde er muligens for høy.

Beregning av forurensningsmengde

Bakgrunnen for beregningen av forurensningene som vil renne til rensedammen i løpet av ett år er standardverdier tatt fra StormTac. Disse verdiene trenger ikke å være riktige for nedbørsfeltet for E6 på Furuset og tar ikke nødvendigvis hensyn til mulig rensing og tilbakeholdelse av forurensninger i grøfter og sideterreng. Det vil derfor være en usikkerhet i beregnet forurensningsmengde i løpet av ett år. Allikevel viser tallene at de akkumulerte verdiene i løpet av ett år er store.

10.3 Tørrværsvolum

Retningslinjer for rensegrad

I alle veiledere og litteratur som er funnet og brukt i denne oppgaven om rensegrad står det at alltid skal velges ut fra resipient. Dette har vært vanskelig å avgjøre med tanke på at resipienten vil være bekken som skal opp i dagen. Resipientens tilstand og sårbarhet er derfor ukjent. Den beste tilnærmingen som er funnet som var mest konkret var å rense til 100 mg SS/l som er anbefalt maksimal utslippsmengde anbefalt av Fylkesmannen i Oslo og Akershus (Fylkesmannen i Oslo og Akershus 2013b).

Det at rensegraden bestemmes ut fra en konsentrasjon er litt problematisk. Ved tilførsel av overvann som er mindre forurenset enn vegvann vil forurensningskonsentrasjonen bli fortynnet. I teorien kan det tilføres nok rent vann til forurensningskonsentrasjonen oppnår tilfredsstillende verdier. På denne måten kan renseløsninger dimensjoneres for mindre rensegrad enn det som virkelig behøves. Det er derfor viktig å se rensegraden også i sammenheng med akkumulerte forurensningsverdier og ikke bare i sammenheng med forurensningskonsentrasjonen.

Oppholdstid

Oppholdstiden i rensedammen avgjør hvor stor renseseffekten vil bli. Det som bestemmer oppholdstiden i et rensedammen er tilrenningen til dammen, dammens våte volum og tørrværsperiodens lengde (Åstebøl & Coward 2004). I følge Åstebøl og Coward (2004) bør vannet i dammen ha en sammenhengende tørrværsperiode på minimum 3 døgn. Ved å bruke middelregnetoden er det dimensjonert for at det i gjennomsnitt vil være en oppholdstid på 3

døgn (Åstebøl & Coward 2004). Erfaringer fra Skullerudkrysset i Oslo (Åstebøl & Coward 2004) viser at det er vanskelig å oppnå god nok oppholdstid under snøsmelting da det er jevn tilrenning til bassenget over en lengre periode, og i tillegg et islag som gjør det våte volumet mindre.

Volum ved annen rensegrad

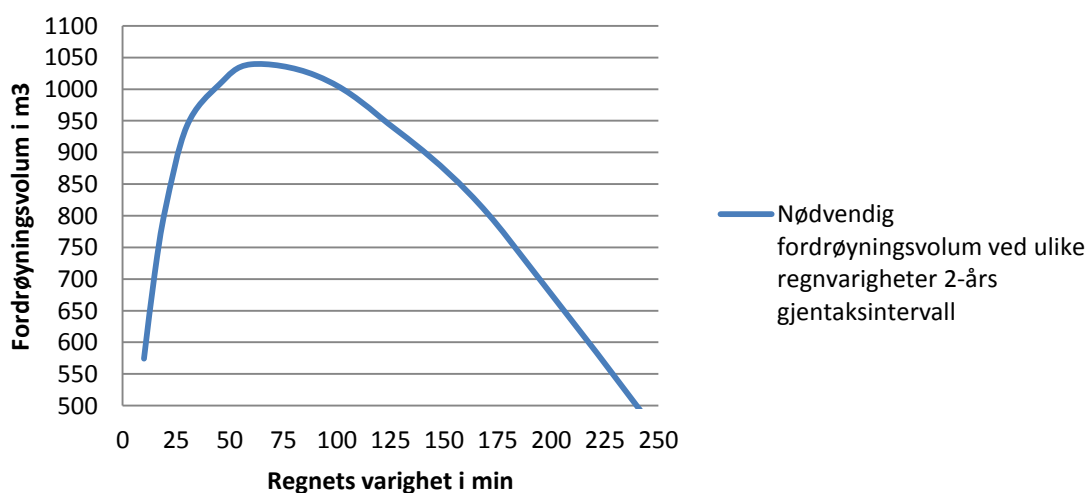
Skulle det være påkrevd mindre eller større rensegrad enn hva som er beregnet for i denne oppgaven ville volumene for tørrvæsvolumet blitt endret. Ved 60 % rensegrad ville tørrvæsvolumet vært 855 m³ og 1847 m³ ved 80 % rensegrad. Disse volumene er for nedbørsfeltet på 12,56 hektar, hvor vegvannet er separert fra overvannet.

10.4 Fordrøyningsvolum

Valgt gjentaksintervall

Et fordrøyningsvolum skal beskytte det som ligger nedstrøms. Per i dag finnes ikke resipienten og det kan hende at bekken som skal motta vannet fra rensbassenget vil tåle å motta større vannmengder enn hva det er dimensjonert for i denne oppgaven. Om Oslo kommune ønsker et mindre areal brukt til fordrøyningsvolumet er det mulig å se på volumet som er nødvendig ved 2 års gjentaksintervall. Å nedskalere fordrøyningsvolumet vil kreve grundige forundersøkelser og områdets skadepotensiale må undersøkes.

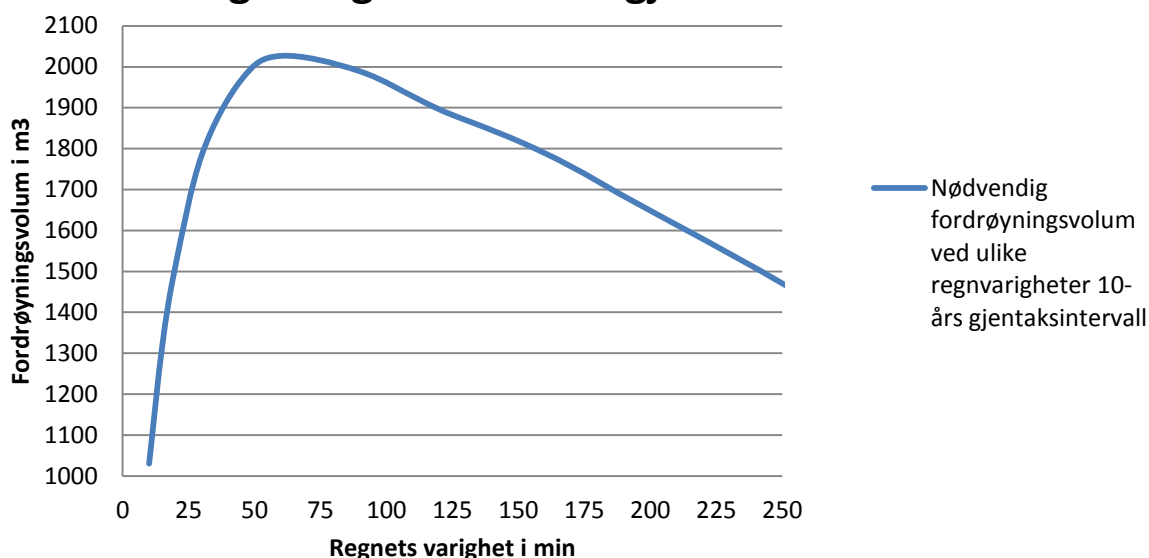
Nødvendig fordrøyningsvolum ved ulike regnvarigheter 2-års gjentaksintervall



Figur 35: Fordrøyningsvolumet som er nødvendig ved 2 års gjentaksintervall for et nedbørsfelt på 12,56 hektar. Volumet ble ca 1040 m³.

Området hvor rensebassenget er foreslått plassert er blitt vurdert til et ”område med lavt skadepotensiale”. Det har ikke blitt foretatt noen inngående analyse av området og det er mulig at området havner i en annen klassifisering. Skulle området blitt klassifisert til ”boligområde” krever dette en dimensjonerende regnskylthypighet på 10 år. For 10 års gjentaksintervall vil nødvendig fordrøyningsvolum bli ca. 2027 m³.

Nødvendig fordrøyningsvolum ved ulike regnvarigheter 10-års gjentaksintervall



Figur 36: Nødvendig fordrøyningsvolum ved 10 års gjentaksintervall for et nedbørsfelt på 12,56 hektar.

Maksimal tillatt utløp

Det viste seg å være vanskelig å finne noen klare retningslinjer for hva utløpsmengden ut av rensedammen burde være. Alle retningslinjer og anbefalinger baserer seg på at utløpsmengden må ses i sammenheng med resipient. Her kommer nok en gang problematikken rundt det at resipienten ikke ”finnes” enda. For rensedammen ble det valgt maksimalt tillatt utløp valgt ut i fra en veileder som ikke omhandler påslipp til bekk, men påslipp til overvanns- og avløpsledninger. Den valgte utløpsmengden er ikke nødvendigvis den beste verdien med tanke på at utløpet skal ha så liten vannføring at vannstanden i bassenget stiger og holdes tilbake over en viss tid.

Det er fullt mulig å sette maksimalt utløp til en lavere verdi. Fordrøyningsvolumet vil da bli noe høyere, men sammenlignet med det fordrøyningsvolumet som allerede er beregnet, er denne ekstra mengden minimal. For å få optimalt resultat anbefales det å simulere vannmengdene inn og ut av rensedammen i sammenheng med bekken som ligger nedstrøms.

Konsentrasjonstid

For å beregne konsentrasjonstiden har lengden av rørene, en antatt strømningshastighet og tilløpstid blitt brukt. Lengden på rørene er tatt fra Gemini VA og anses å være tilnærmet lik

lengden i virkeligheten. For konsentrasjonstiden er det valgt en strømningshastighet i rørene på 1,5 m/s og anbefalt ligger mellom 1,5 til 2,0 m/s. Hadde det blitt brukt 2 m/s hadde strømningstiden i rørene vært 8,3 minutter. Tilløpstiden er satt til å være 5 minutter som er snittet av det som er anbefalt (3-7 min). Skulle det blitt brukt største strømningshastighet og minste tilløpstid ville konsentrasjonstiden til feltet vært 11,3 minutter. Konsentrasjonstiden til feltet brukes i beregningen for totalt volum ut fra rensebassenget. Dette volumet ville ikke ha blitt veldig påvirket om konsentrasjonstiden var 11,3 minutter da snittet av konsentrasjonstiden og regnets varighet brukes til å beregne dette volumet. Utløpsvolumet er også så mye mindre enn innløpsvolumet at nødvendig fordrøyningsvolum ikke ville vært merkbart påvirket av dette.

Videreført vannmengde fra rensedam

Metoden beregner en gjennomsnittlig vannføring ut av rensedammen og forutsetter at det ikke går noe vann via overløpet i løpet av konsentrasjonstiden til feltet. Dette er gjort for å ikke få for lav gjennomsnittlig vannføring ut via overløpet siden det mest sannsynlig vil ta litt tid før det trer i kraft.

10.6 Istykkelse

Det står i VA/Miljøblad at det må tas hensyn til istykkelsen som vil oppstå når temperaturen er under null grader. Istykkelsen ble beregnet til å være mellom 27 og 39 cm når a var 14 og 20. På denne måten får man beregnet istykkelsen ved ulike tilstander i rensedammen. 14 er valgt fordi det kan brukes for både beskyttet elv og elv med middels forhold. 20 er brukt fordi det er snittet i sin kategori; innsjø med middels forhold.

Istykkelsen er ikke blitt medregnet i det totale volumet for rensedammen. Dette fordi rensedammen består av to volum; tørrværsvolumet og fordrøyningsvolumet. Det antas at det ikke vil regne når det fryser på overflaten på dammen og derfor har isen nok plass oppover å ekspandere på. Isen vil også ta noe av det våte volumet i tørrværsvolumet, men siden dybden er satt til 1,25 meter så anses hensynet til isdannelsen ivarettatt.

10.7 Andre løsninger

I denne oppgaven ble det funnet gunstig å opprette en felles rensedam for alle oppsamlingspunktene i E6 i nedbørsfeltet. Alternativt kunne det blitt opprettet en rensedam for hvert oppsamlingspunkt. Da slipper man de største omleggingene. Det kunne vært opprettet en rensedam på Høybråten kirkegård for Gransbekken og en i friområdet vest for kirkegården for Bakåsbekken. For Senterbekken er det mest sannsynlig ikke plass til å opprette en rensedam før grøntområdet nord for Verdensparken like før bekken går i kulvert igjen. Ved å opprette rensedam for Senterbekken like oppstrøms for utløpet i analyseområdet aksepteres det at vannet i Senterbekken vil være noe forurenset fram til renseløsningen. Denne løsningen krever at flere arealer blir brukt til permanente vannspeil.

MODUL 2

Overvann

Denne modulen tar for seg beregning av overvannsavrenningen til bekken. Modulen gir en teoretisk beskrivelse av den hydrologiske modellen som er brukt, hvilke inngangsparametre som er brukt og hvorfor, forutsetninger og begrensninger. Modulen beskriver også modellen bygget opp for området, dagens situasjon for eksisterende overvannssystem i forhold til beregnet overvannsmengde og forventet vannføring i de gjenåpnede bekkene.

11 Teori for modul 2

11.1 Modelling

I denne oppgaven er programmet SWMM brukt for simulering av avrenning fra analyseområdet. SWMM er et gratisprogram som kan lastes ned fra EPA sine hjemmesider. Programvaren er beskrevet i dette kapitlet.

SWMM

SWMM ble første gang utviklet i 1971 og det har siden blitt gjort flere store oppdateringer. Den siste oppdateringen av SWMM ble gjort i 2005 av Water Supply and Water Resources Division under US Environmental Protection Agency (EPA) ved Nation Risk Management Research Laboratory med bistand fra konsultentselskapet CDM. Inc.

EPA Storm Water Management Model (SWMM) er en dynamisk nedbørsavrennings-simuleringsmodell hovedsakelig for urbane områder, og kan brukes for enkelthendelser eller langsiktig kontinuerlig simulering. Modellen kan beregne både kvantitet og kvalitet på avrenningen. Modellen er bygget opp ved at området som modelleres er delt opp i flere ulike avrenningsfelt (subcatchments). Disse feltene mottar nedbør og det genereres avrenning og forurensning ut ifra de parametre som er valgt for feltet. Modellen transporterer deretter avrenningen gjennom et system av rør, kanaler, pumper, regulatorer, lagringsenheter og behandlingsenheter. Modellen sporer avrenningen for hvert felt og gir informasjon om strømningsdybde, strømningshastighet og kvalitet i rørene/kanalene gjennom flere tidssteg (Rossman 2010).

SWMM blir brukt over hele verden ved planlegging, analyse og utforming i forbindelse med overvannsavrenning, fellesavløpssystem og separatsystem. Modellen har også funksjoner for bruk i ikke-urbane områder. Resultatene av simuleringene kan vises i en rekke formater ved fremstilling i grafer, tabeller, profiler og statistiske frekvensanalyser.(Rossman 2010)

Beskrivelse av SWMM i avsnitt 11.1.1 – 11.1.3 er hentet fra SWMM manualen (Rossman 2010), med mindre annet er oppgitt.

11.1.1 Visuelle objekter i SWMM

Under følger beskrivelse av de komponenter som er brukt i SWMM-modellen bygget opp i denne masteroppgaven.

Regn (Rain Gage)

Nedbør som skal brukes i simuleringen legges inn i ulike ”Rain Gages”, som gir nedbørsdata for ett eller flere delområder. Nedbørsdataene kan være tidsserier definert av bruker eller legges inn som en ekstern fil. De viktigste egenskapene som må legges inn i ”Rain Gages” er:

- Navn på nedbørsdata
- Regnformat (intensitet, volum eller kumulativt volum)
- Tidsintervall for nedbøren (f.eks. 5 minutter, 15 minutter, 1 time)

- Kilde for nedbørsdata (brukerdefinert tidsserie eller ekstern fil)
- Nedbørsenhet (mm eller inches)

Ledninger (Conduit)

Ledninger er rør og åpne kanaler som blir brukt for å transportere vannet mellom to noder i modellen. Tverrsnittet på ledningen kan velges ut i fra flere ulike forhåndsdefinerte fasonger både for åpne og lukkede rør eller det kan brukes egendefinerte tverrsnitt.

SWMM bruker Mannings ligning for å beregne forholdet mellom strømningsvolum (Q), hydraulisk radius (R), tverrsnittsareal (A), Mannings tall (M) og helningen (S).

$$Q = \frac{1}{n} * A * R^{\frac{2}{3}} * S^{\frac{1}{2}}$$

Formel 17: Mannings formel

Her er:

<i>Q</i>	<i>Strømningsvolumet [m³/s]</i>
<i>N</i>	<i>Mannings friksjonsfaktor [m^{1/3}/s]</i>
<i>A</i>	<i>Tverrsnittsarealet [m²]</i>
<i>R</i>	<i>Hydraulisk radius [m^{2/3}]</i>
<i>S</i>	<i>Ledningens helning [m/m]/friksjonshelning [falltap per rørlengde]</i>

Helningen (S) avhenger av hvilken strømnings-routing¹³ som blir valgt for modellen. For dynamisk bølge ruting blir helningen S friksjonshelningen, som kan være tapshøyde per meter. For stabil strømning og kinematisk bølgestrømning er helningen S lik helningen på røret/grøften.

For fylt rør brukes Hazen-Williams ligning for beregning av strømningsvolum (Q).

$$Q = 0,849 * C * A * R^{0,63} * S^{0,54}$$

Formel 18: Hazen-Williams likning

¹³ Routing: Prosess som brukes til å forutsi den tidsmessige og romlige variasjonen av en flomhydrograf for elvens strømningsvei og i reservoar. Bruk av routingmetoder kan brukes ved flomvarsling, kanalutforming og vannskillesimuleringer (*Streamflow and reservoir routing* 1994).

Her er:

Q	<i>Strømningsvolumet [m^3/s]</i>
C	<i>Ruhetskoeffisient</i>
A	<i>Tverrsnittsarealet [m^2]</i>
R	<i>Hydraulisk radius [$m^{2/3}$]</i>
S	<i>Helning på energilinje [falltap per rørlengde]</i>

De viktigste egenskapene som må legges inn i "Conduits" er:

- Innløpsnode
- Utløpsnode
- Tverrsnittsformen på røret
- Maksimal dybde på tverrsnittet
- Lengde på røret
- Mannings ruhetskoeffisient
- Høyde på rørets innløp og utløp over bunn av nodens bunnpunkt
- Friksjonstap i innløp og utløp

Utløpsnode (Outfall Nodes)

Outfalls er utløpsnoden i avløpssystemet. Utløpsnode må brukes ved dynamisk bølge ruting for å definere begrensninger nedstrøms. Ved andre typer ruting opptrer utløpsnoder som vanlige noder. Det kan bare kobles et enkelt rør til en utløpsnode.

Grensebetingelsene ved utløpet kan være gitt av ulike betingelser:

- Den kritiske eller normale strømningsdybden i de tilkoblede rørene
- En fast høyde
- Et tidevannstrinn beskrevet ved en tabell som gir tidevannshøyden i forhold til tid på døgnet
- En brukerdefinert tidsserie av trinnene i forhold til tid

De viktigste egenskapene som må legges inn i "Outfalls" er:

- Innvendig bunnhøyde av kum (m.o.h.)
- Om det finnes tilbakeslagsventil som hindrer tilbakeslag
- Hvilken type grensebetingelser som skal benyttes med tilhørende trinnbeskrivelse

Delfelt (subcatchments)

Delfelt er valgte oppdelte nedslagsfelt der avløpssystemet og topografi leder overflateavrenningen til et enkelt utslippspunkt valgt i modellen. Utslippspunktet kan være til andre delområder eller til en node i avløpssystemet.

Hvert delfelt deles inn permeable og ikke-permeable områder. Overflateavrenningen kan ikke infiltreres i ikke-permeable områder, men ledes her direkte til avløpssystemet. De ikke-permeable områdene kan deles inn i områder med og uten overflatelagring. På de permeable områdene infiltrerer overflateavrenningen i det øverste jordlaget.

Infiltrasjon til det umettede øverste jordlaget på permeable flater gjøres ved en av tre ulike modeller som velges av bruker; Horton's ligning, Green-Ampt infiltrasjonsmodell eller Curve Number infiltrasjon.

Det kan også modelleres for snø, grunnvann og forurensning på delfeltene.

De viktigste egenskapene som må legges inn i "Subcatchments" er:

- Tilhørende nedbørsdata
- Utslippspunkt for delfeltet
- Areal
- Karakteristisk bredde på strømningsvegen på overflaten
- Helningen på delfeltet
- Andel ikke-permeable flater med og uten overflatelagring
- Overflatelagring på permeable og ikke-permeable flater
- Manning's tall for overflatestrømning på permeable og ikke-permeable flater

Knutepunkt (Junction nodes)

Knutepunktene er noder i avløpssystemet som knytter rørene sammen. Nodene kan representere kummer, sammenknytting av rør eller møtet mellom naturlige overflatekanaler.

Eksterne tilsig kan komme inn i systemet via knutepunkter. Når rør tilhørende knutepunkter blir overfylt kan nodene bli satt delvis under trykk. Dette vannet kan enten bli tillatt lagret på overflaten av noden og deretter renne tilbake til knutepunktet når det er kapasitet, eller det kan forsvinne fra systemet.

De viktigste egenskapene som må legges inn i "Junction Nodes" er:

- Innvendig bunnhøyde av kum (m.o.h.)
- Høyde fra bunn til overflate i kum
- Oversvømt¹⁴ areal over noden ved oppstuvning¹⁵
- Eksternt tilsig

¹⁴ Oversvømmelse oppstår når overvann eller avløpsvann ikke kan gå inn i et avløps- eller dreningssystem. Vannet forlater systemet og blir liggende på overflaten (Nie 2004).

¹⁵ Oppstuvning oppstår når overvann eller avløpsvann står under trykk i et gravitasjonsbasert avløps- eller dreningssystem, men ikke forlater systemet (Nie 2004).

Andre komponenter

Andre komponenter som er mulig å bruke i SWMM er mengderegulatorer, lagringsenheter, pumper og strømningsregulatorer. Disse komponentene er ikke tatt i bruk i modellen i denne oppgaven.

11.1.2 Ikke visuelle objekter i SWMM

I tillegg til de fysiske objektene i SWMM er det flere typer ikke-visuelle objekter med data som brukes til beskrivelse av prosesser i studieområdet. Under følger beskrivelse av ikke-visuelle objekter brukt i denne oppgaven.

Tidsserier

Tidsserier blir brukt til å beskrive hvordan de ulike objektene i SWMM varierer med tiden, og kan bli brukt til å beskrive temperaturdata, fordampning, nedbør, vannstrømning i utløpet, eksternt tilsig i mengde og kvalitet og innstillinger for pumper og regulatorer over tid.

Hver tidsserie blir gitt et navn og bruker kan definere verdi for tid og verdi.

Andre komponenter

Andre ikke-visuelle objekter som er mulig å bruke i SWMM er klimatologi, herunder temperatur, fordampning, vindhastighet og snøsmelting. I tillegg kan man ta hensyn til snø, vannførende lag under overflaten, enhetshydrogram¹⁶, eksternt tilsig, forurensning og rensing.

11.1.3 Beregningsmetoder

SWMM er en fysisk basert tidsdiskret¹⁷ simuleringsmodell. Modellen benytter prinsippene for energi, moment og bevaring av masse. Under følger beskrivelse av de metodene som er brukt i denne oppgaven for å modellere overvannsavrenningens kvantitet.

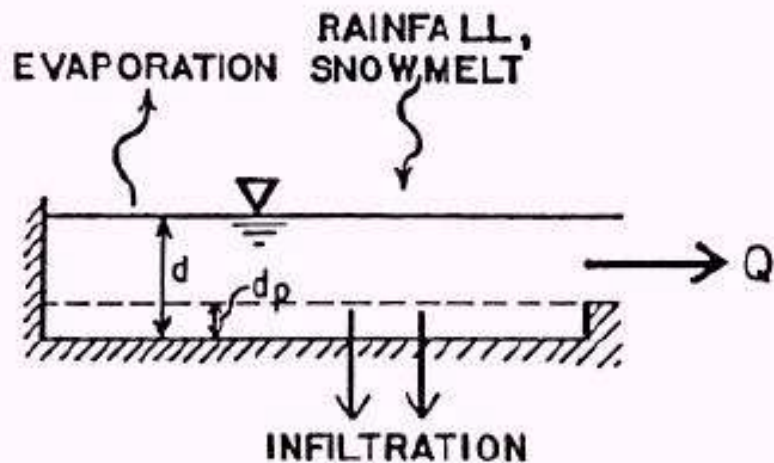
Overflateavrenning

Ved beregning av overflateavrenning i SWMM oppfører hvert delfelts overflate seg som et ikke-lineært reservoar. Tilsiget til delfeltet kommer fra nedbør og oppstrøms delfelt. Når dybden av vannet i reservoaret i feltet overstiger maksimum, oppstår det overflateavrenning, Q . Reservoaret består av overflatevolumet (d_p) som inkluderer overflatelagring, overflatefukt og overflatelagring som oppstår ved avskjæringer.

Utstrømmingen er gitt ved Mannings ligning. Vannbalanseligningen for delfeltet er til en hver tid (i sekunder) løst tallmessig slik at vannedybden over delfeltet (d i meter) oppdateres kontinuerlig. Dette er vist i figur 37.

¹⁶ Enhetshydrogram: Viser avrent vannføring over tid. Egenskaper ved nedbørsfeltet og eksterne faktorer påvirker formen på hydrogrammet (*Sedimentproduksjon og -transport i skråninger og vassdrag*).

¹⁷ Tidsdiskret: Verdiene av variablene forekommer på forskjellige, separate tidspunkter i tidsintervallet. Verdiene flytter seg fra en verdi til neste verdi fra en tid til neste tid for tidsverdier i domenet av naturlige tall (*System Models*).

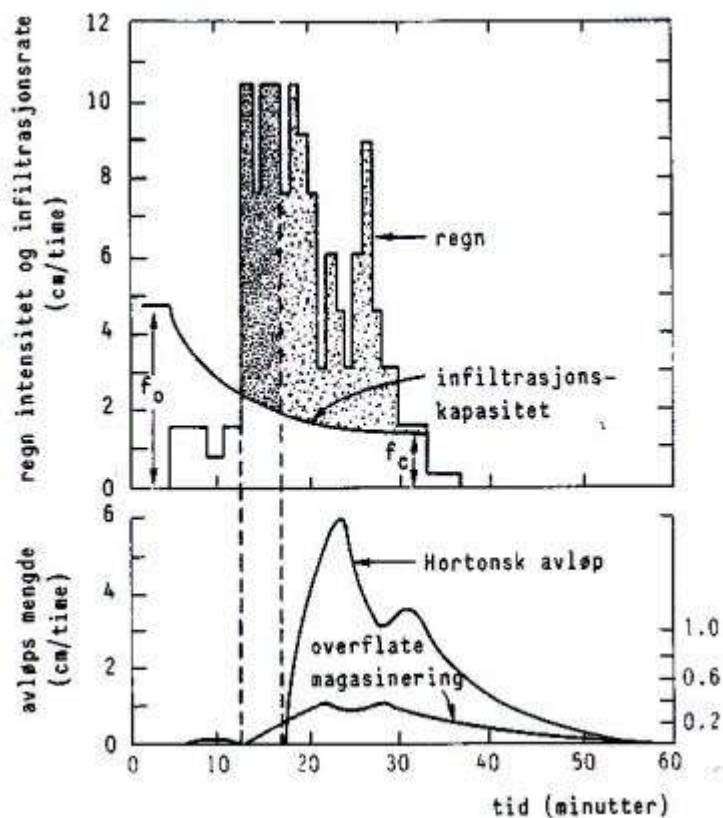


Figur 37: Konseptuelt bilde av overflateavrenning i SWMM (Rossman 2010).

Infiltrasjon

Infiltrasjon er prosessen der nedbør infiltrerer inn i umettet overflate på permeable overflater. I denne modellen er Hortons ligning valgt og vil derfor bli beskrevet her.

Hortons infiltrasjonsmodell baserer seg på empiriske observasjoner. Disse viser at infiltrasjon i overflaten vil minke eksponentielt fra en maksimum startverdi til en minimumsverdi iløpet av en nedbørshendelse. Ved bruk av Hortons infiltrasjonsmodell kreves det at det legges inn data om maksimum og minimum infiltrasjonskapasitet, en koeffisient som beskriver hvor fort infiltrasjonen minker med tiden og tiden det tar for helt mettet jord å tørke helt ut.



Figur 38: Overflateavrenning etter Hortons infiltrasjonsmodell (Nedbør - avløp prosesser).

Strømningsrouting

Strømning i rør i SWMM bruker likninger for bevaring av masse og moment for gradvis variert og ustø flyt. SWMM har tre ulike strømningsligninger som kan brukes:

- Steady Flow Routing
- Kinematic Wave Routing
- Dynamic Wave Routing

I denne oppgaven er Dynamic Wave Routing brukt og denne vil derfor bli forklart her.

Dynamic Wave Routing baserer seg på de endimensjonale Saint Venants ligninger og gir de mest nøyaktige teoretiske resultater. Saint Venants likninger beskriver massebevaring og momentbevaring.

- St. Venants likninger
 - Massebevaring ved Saint Venants kontinuitetslikning:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = 0$$

Formel 19: Saint Venants kontinuitetslikning (DHI Water & Environment 2004).

- Momentbevaring ved Saint Venants momentlikning:

$$\frac{1}{A} \frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(\alpha \frac{Q^2}{A} \right) + g \frac{\partial y}{\partial x} - g(S_o - S_f) = 0$$

Formel 20: Saint Venants momentlikning (DHI Water & Environment 2004)

Her er:

Q	Vannføring [m^3/s]
A	Strømningsareal [m^2]
t	Tid [s]
x	Avstand i strømningsretning [m]
α	Hastighets distribusjonskoeffisient
g	Tyngdeakselerasjonen [m/s^2]
y	Strømningsdybde [m]
S_o	Bunnhelning
S_f	Friksjonshelning

Ved bruk av denne routingmetoden kan strømmene overskride full strømningsverdi, fordi det er mulig å representere trykkstrømmen når en lukket kanal er full. Når vannmengden på en node overskrider maksimal dybde vil det oppstå flom og den overskytende mengde vil enten gå tapt fra systemet eller kan lagres på toppen av noden og returnere til avløpssystemet når det er ledig kapasitet.

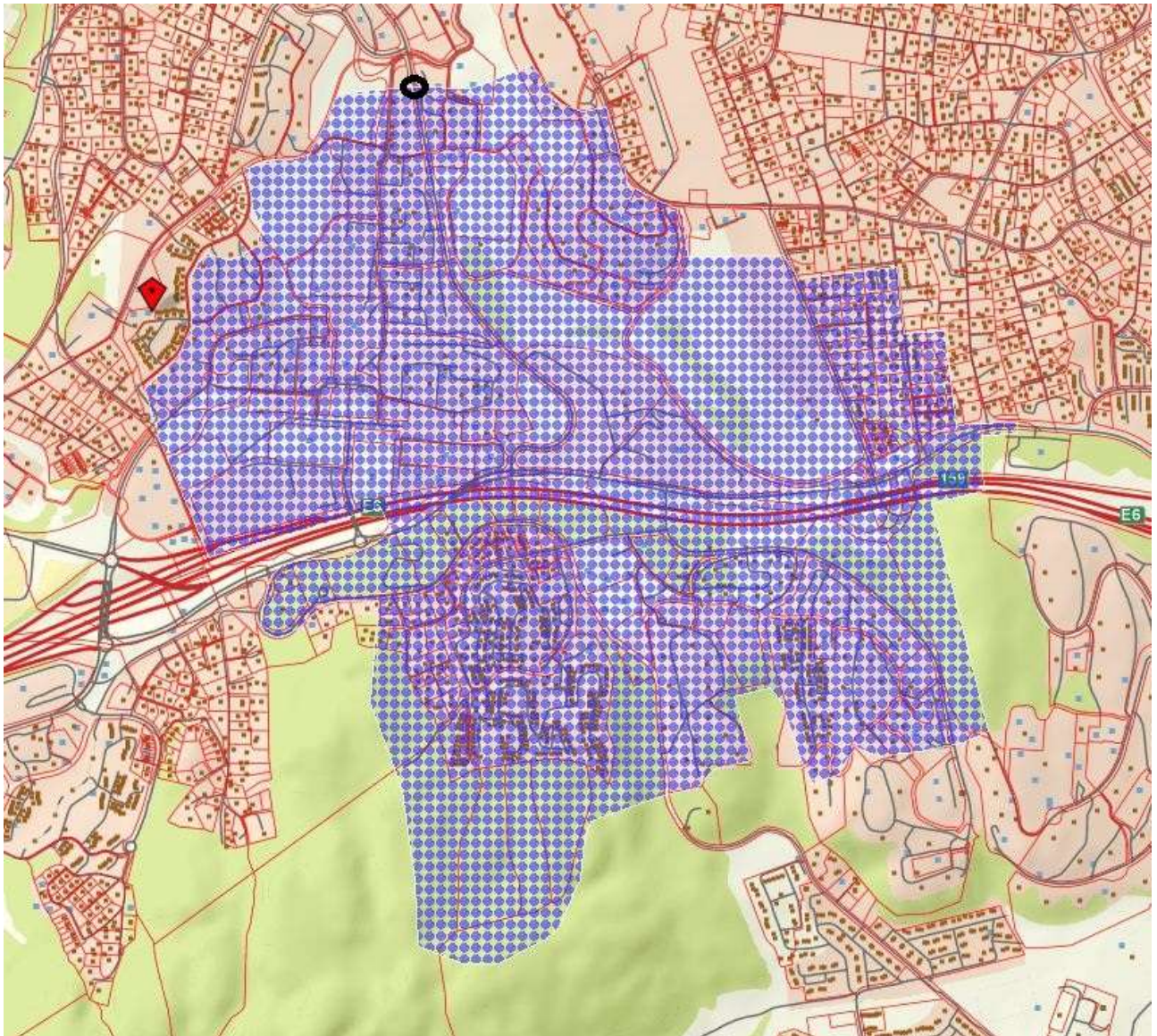
Dynamisk bølge-routing kan ta for seg kanallagring, tilbakeslag, bakevjer, trykkstrømninger og inn- og utløpstop.

12 Metode for modul 2

12.1 Analyseområdet

Formålet med modelleringen i SWMM er å se på vannføringen som vil gå i de fremtidig åpne bekkene for ulike gjentakintervall. Området som skal modelleres ligger på Furuset i Oslo og er beskrevet nærmere i kapittel 6 om analyseområdet.

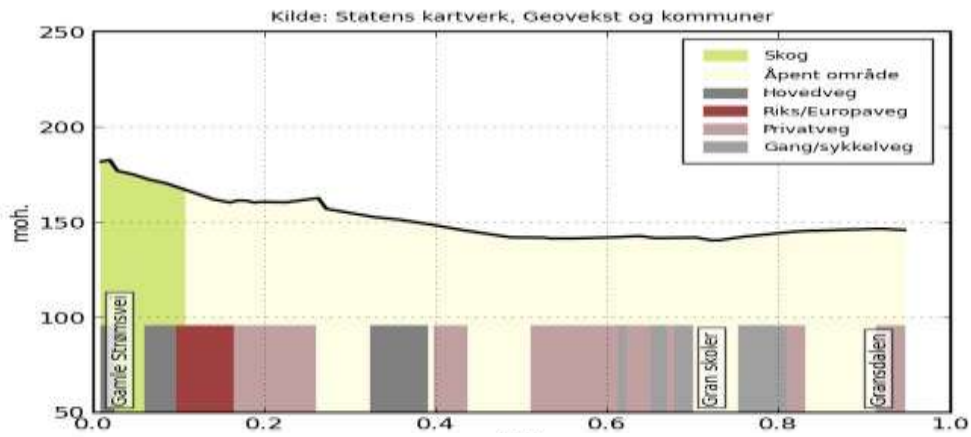
Området som omfattes av denne oppgaven fremgår av figur 39. Det markerte, blå området viser nedslagsfeltet til de lukkede bekkene og den svarte sirkelen viser nedstrøms punkt som er tatt hensyn til i denne oppgaven. Det markerte området er på 150,2 hektar.



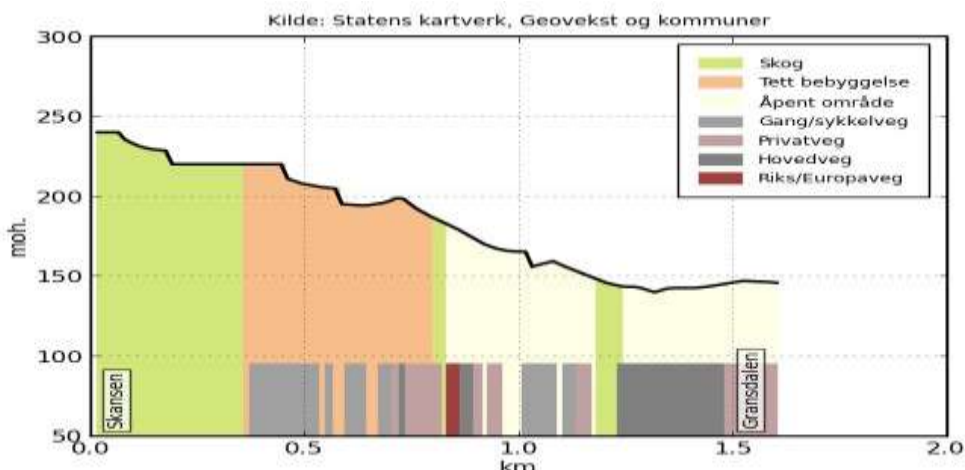
Figur 39: Nedslagsfelt for analyseområdet.

12.1.1 Områdets topografi

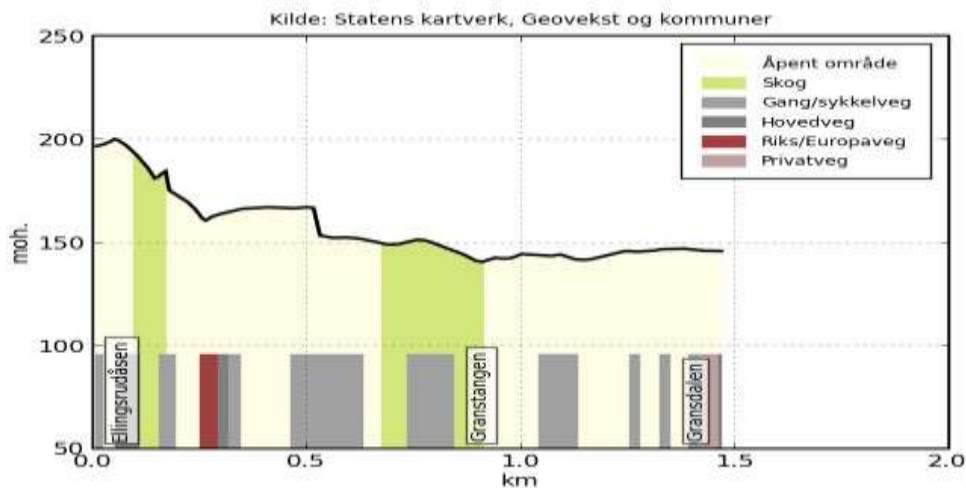
Området har en nordvendt helning med toppunkt i skogsområdet over boligområdene sør for E6. Bunnpunktet for området ligger i Gransdalen og overvannssystemet har utløp i Tokerudbekken. Gjennom feltet går E6 som heller mot vest. Områdets høyeste punkt i skogsområdet sør for E6 ligger på rundt 240 m.o.h. Områdets laveste punkt ligger på 140 m.o.h. Figurene 40, 41, 42 viser lengdeprofil fra ulike deler av boligområdet sør for E6 og ned til Gransdalen med beskrivelse av hva området består av for de ulike områdene.



Figur 40: Lengdeprofil fra Gamle Strømsvei til Gransdalen (Norgeskart 2013).



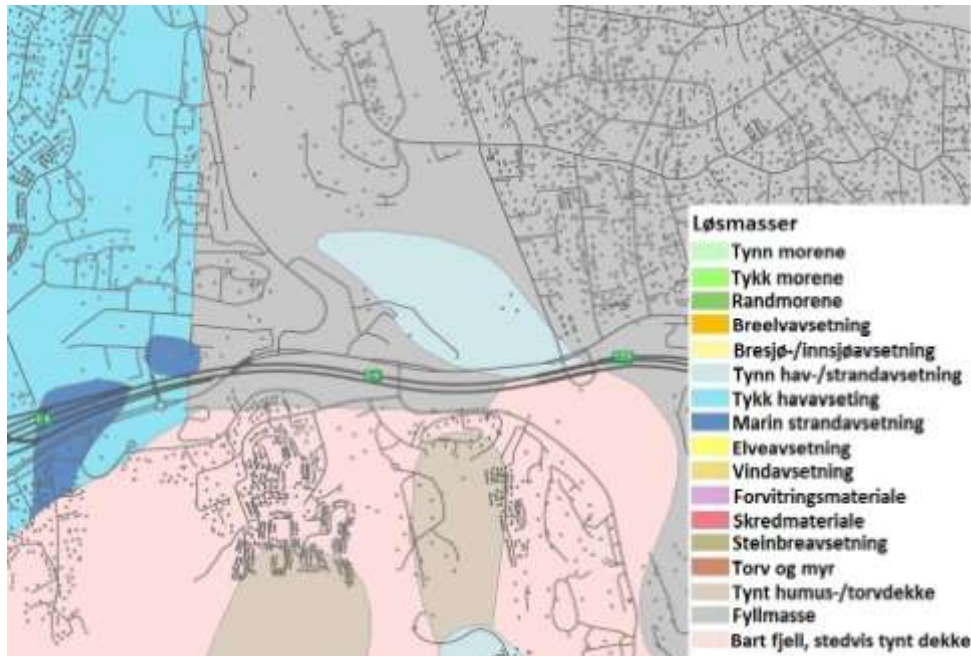
Figur 41: Lengdeprofil fra Skansen til Gransdalen (Norgeskart 2013).



Figur 42: Lengdeprofil fra Ellingsrudåsen til Gransdalen (Norgeskart 2013).

12.1.2 Løsmasser og infiltrasjonsevne

Løsmassene i området nord for E6 består av en blanding av tynn hav-/strandavsetning, tykk havavsetning og marin havavsetning i tillegg til fyllmasse. Boligområdet sør for E6 består i hovedsak av bart fjell med stedvis tynt dekke i tillegg til områder med tynt humus-/torvdekke (Norges geologiske undersøkelse 2013b).



Figur 43: Løsmassekart for analyseområdet (Norges geologiske undersøkelse 2013b).



Figur 44: Infiltrasjonsevne i analyseområdet (Norges geologiske undersøkelse 2013b).

Infiltrasjonsevnen i området er vist i figur 44 og viser at store deler av området er uegnet til infiltrasjon. Området ved Høybråten kirkegård er klassifisert som lite egnet. På områdene med marin avsetning er infiltrasjon godt egnet. I tillegg er deler av området ikke klassifisert med hensyn på infiltrasjon (Norges geologiske undersøkelse 2013b).

12.2 SWMM-modellen

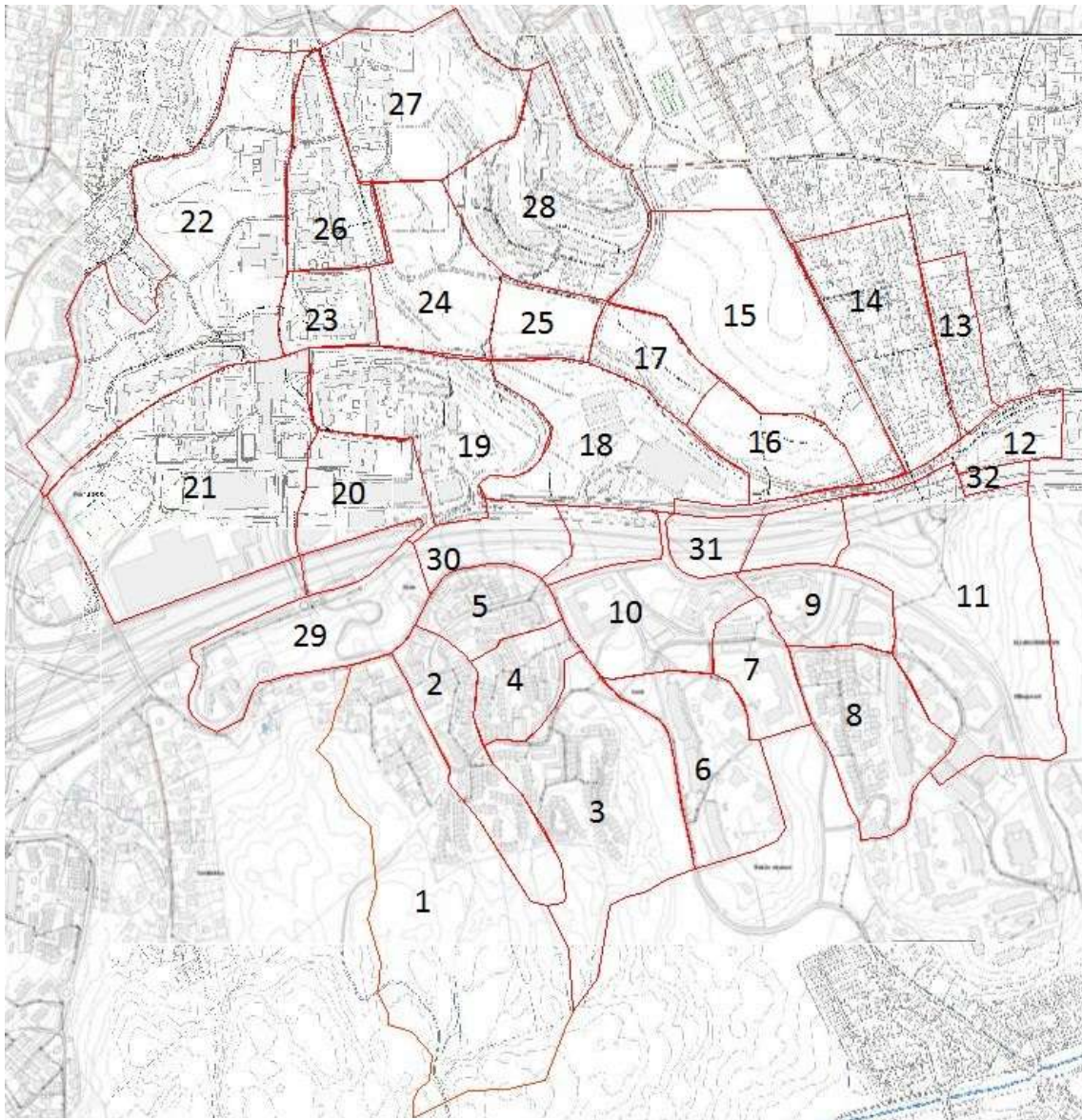
Modellen er bygget opp i SWMM i forbindelse med denne masteroppgaven. Kum- og rørd data er hentet fra Gemini VA. Der hvor det manglet opplysninger om høyder er bunn av kum til topp kum satt til 2 meter. Avløpsnett er lagt med utgangspunkt i dagens situasjon, men det er gjort forenklinger ved å legge to rør etter hverandre med samme dimensjon som ett rør i SWMM. På de strekkene hvor det er tenkt at bekken skal åpnes, er det i stedet lagt åpen, triangulær grøft i den tiltenkte traseen. Størrelsen på disse grøftene er valgt til 2 meters dybde og 6 meters bredde med like sidekanter. I simuleringen er det gjort oppgradering av bekken til 3 meters dybde og 9 meters bredde i de situasjoner hvor vannet gikk over 2 meters dybde. Det er også gjort noen omlegginger av traseen for å samle overvann til ønskede steder i bekken samt skille vegvann fra E6 til rensedammen fra overvann fra ovenforliggende boligområder. Dette er beskrevet nærmere i avsnitt 16.2 "Forutsetninger for bekkeåpning".

12.2.1 Nedslagsfelt

Området er delt inn i 31 ulike nedslagsfelt. Områdene er delt inn etter naturlig avrenning i forhold til topografien på feltet og overvannsnett som fungerer som avgrensning. Det er antatt at overvannsnett samler opp vannet via rister og sandfang. For å dele opp de ulike nedslagsfeltene er det brukt kartdata fra Statens Kartverk, NVE's lavvannsapplikasjon, informasjon om avløpsstikkledninger og høydekoter fra Gemini VA i tillegg til befaringsfeltet. Feltene ble tegnet opp i AutoCAD på kartgrunnlag fra VAV, og det ble lagt til bakgrunnsbilder fra Gemini VA. Figur 45 viser de inndelte nedbørsfeltene.

Høybråten kirkegård (Felt 15) har drenering til overvannssystemet som går over kirkegården med utløp i den åpne delen av Gransbekken på ca. 3,5 meter. Dette overvannssystemet kan ikke fjernes da den må være i drift til dreningssystemet etter samtale med Sturla Moe som er driftssjef/avdelingssjef ved Gravferdsetaten i Oslo kommune. Dersom bekken ikke skal ligge på 3,5 meters dyp, noe som ikke er antatt i denne oppgaven, medfører dette at det i tillegg til den åpne bekken vil bli ført en overvannsledning langs kirkegården og ned til Granstangen. Område 28 har et overvannssystem som ligger langs hele boligområdet og det er derfor antatt at dette området drenerer til overvannssystemet som blir liggende. Felt 28 er derfor ikke med i SWMM-modellen da dette overvannet kommer på overvannssystemet på et punkt som ligger nedstrøms der hvor bekken vil bli åpnet.

Felt 29-32 er nedbørsfelt der avrenningen er beregnet som vegvann og vil bli ført til rensedammen. Utløpsmengden fra rensedammen vil derfor bli bestemmende for dette området og er ikke med i SWMM-modellen. Modellen i SWMM består derfor av 27 felt.

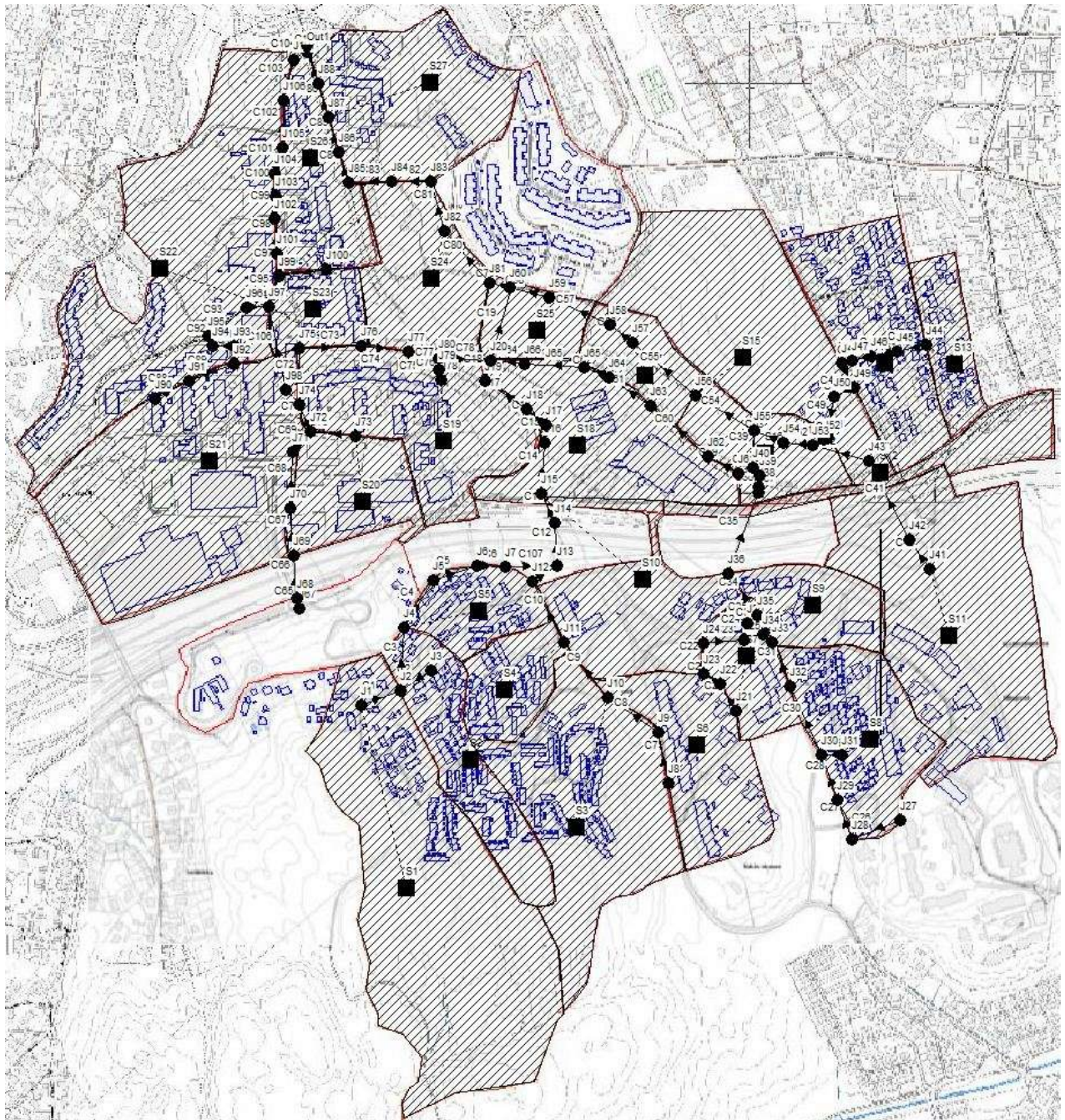


Figur 45: Inndelte nedbørsfelt for analyseområdet.

Hvert av de 27 nedslagsfeltene som er regnet som nedslagsfelt for bekken, tilsvarer ett delfelt (subcatchment) i SWMM-modellen.

12.2.2 Ledningsnett

Overvannssystemet i modellen består av 107 ledninger. Dette innebærer både rør og åpne grøfter. Det er 107 knutepunkter og ett utløpspunkt. Figur 46 viser hvordan SWMM-modellen er bygget opp.



Figur 46: Oppbygging av SWMM-modellen for analyseområdet.

12.2.3 Valg av inngangsparametre i SWMM-modellen

Areal for hvert delfelt ble hentet ut fra AutoCAD etter at delfeltene var tegnet opp.

Karakteristisk bredde på strømningsvegen på overflaten er beregnet ved å dividere delfeltets areal på den gjennomsnittlige maksimale strømningsvegen på overflaten. Den lengste strømningsvegen på overflaten er avstanden fra det fjerneste punktet i delfeltet til overvannet går inn i rør (Rossman 2010). Det ble i AutoCAD tegnet opp 5 ulike strømningsveger for hvert felt, og gjennomsnittet av disse lengdene ble brukt i beregningen.

Helningen på delfeltene ble beregnet ved hjelp av høydeprofil-funksjonen i Norgeskart (*Norgeskart* 2013).

Andel tette flater er antatt å være hustak og vegger. Med grunnlagskart til bruk i AutoCAD fra VAV ble alle hus, garasjer og vegger markert for hvert delområde. Arealene av disse ga grunnlaget for andel tette flater.

Andel tette flater uten overflatelagring er antatt å være alle hus og garasjer, i forhold til total andel tette flater. Dette ble bestemt ut ifra opptegningen i Auto CAD.

Utslippspunkt for delfeltene er koblet til ledningsnett på midten av hvert felt. Da vil hvert felt få en del av feltet få en for rask tilrenning til ledningsnett mens resten vil få en forsinket tilrenning til ledningsnett. Summen av dette vil gi en antatt best mulig tilrenning for hvert felt.

Overflatelagring på permeable flater er satt til 2,54 mm etter manualen for SWMM for permeable flater.

Overflatelagring på ikke-permeable flater er satt til 5,08 mm etter manualen for SWMM, som gjelder for plen og beitemark.

Mannings tall for overflatestrømning på permeable flater er satt til 0,13 etter manualen for SWMM for naturlig område.

Mannings tall for overflatestrømning på ikke-permeable flater er satt til 0,011 etter manualen for SWMM for glatt asfalt.

Prosent av avrenningen routet mellom delområdene er satt til 100 %.

Mannings ruhetskoeffisient er satt til 0,015 for betongrør etter manualen i SWMM. Det er betongrør som er brukt i området etter informasjon fra Gemini VA. For åpen grøft er verdien satt til 0,04 for naturlige kanaler med irregulær form og bassenger.

I Hortons infiltrasjonsmodell er maksimum infiltrasjonsrate satt til 30,48 mm/t og minimum infiltrasjonsrate til 3,3 mm/t for områdene med lite egnet infiltrasjon rundt Høybråten kirkegård i tillegg til områdene rundt som var uklassifisert med hensyn på infiltrasjon. Det er her brukt verdien for leirjord, som tørker ut innimellom (Rossman 2010). For området med godt egnet infiltrasjon, område 20, er verdien satt til henholdsvis 50,8 mm/t og 29,9 mm/t for jord med sand. For områdene som er regnet som uegnet for infiltrasjon er maksimum infiltrasjonsrate satt til 10,16 mm/t og minimum infiltrasjonsrate til 1 mm/t (Rossman 2010). Koeffisient som beskriver hvordan infiltrasjonen minker med tiden er satt til 4 (1/time). Tiden det tar for helt mettet jord å tørke ut er satt til 7 dager. Dette er middelveier for i forhold til hva disse faktorene varierer mellom.

Oversvømt areal over noden ved oppstuvning er satt til 1000 m². Dette er valgt for å sikre at alt vannet som flommer over topp kum returnerer til systemet og ikke forsvinner.

Inngangsparametre for alle delfelt, ledninger og knutepunkt er lagt ved i vedlegg I-K.

12.3 Dimensjoneringsgrunnlag

12.3.1 Regndata

Det er i denne oppgaven valgt å bruke IVF-kurver for beregning av nedbørmengden på analyseområdet. IVF-kurver gir informasjon om intensiteten på nedbøren, hvor lang tid det faller nedbør med hver intensitet og frekvensen på hvor ofte nedbøren med en gitt intensitet og varighet forekommer over en viss tidsperiode. (Ødegaard et al. 2012)

IVF-kurvene er omdannet til symmetriske regnhyetogram som brukes som regndata i simuleringen. Fordelen med å bruke symmetriske regnhyetogram, er at de representerer et regn tilnærmet det virkelige regnet. Grunnen til dette er at dimensjonerende regn ikke vil være konstante, slik som bruk av et kasseregn med lik intensitet over hele tidsintervallet ville tilsi. I tillegg er fordelen ved bruk av symmetrisk regnhyetogram at det kan brukes til alle ledningsnettstørrelser i en region med samme meteorologiske forhold og at man får dimensjonerende vannføringer i alle deler av avløpsledningsnettet (Ødegaard et al. 2012).

I denne oppgaven er det brukt IVF-kurve fra Oslo Blindern for å konstruere de symmetriske regnhyetogrammene.

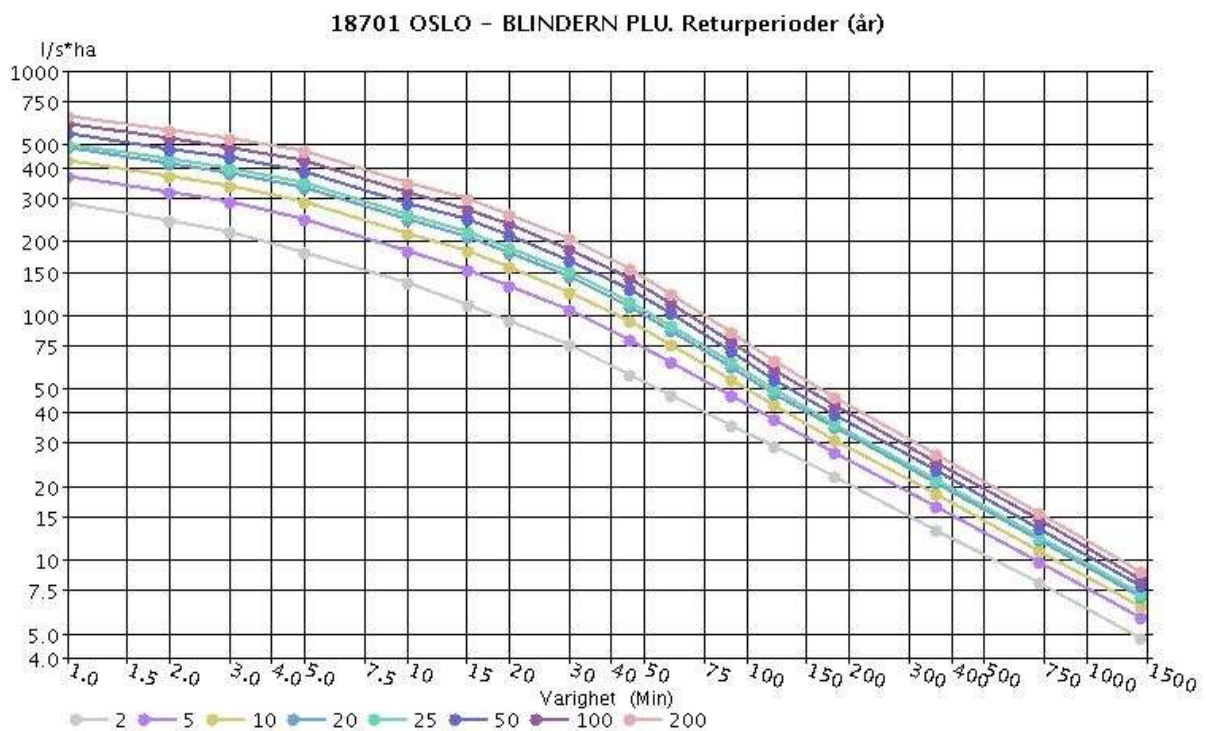
For konstruksjon av et nedbørshyetogram gjelder følgende prinsipper:

- Regnhyetogrammet er symmetrisk om sin midtakse
- Regnvolumet innenfor de x mest intensive minuttene ($x/2$ på hver siden av midtlinjen) i hyetogrammet skal nøyaktig tilsvare regnvolumet i et kasseregn av varighet x minutter
- Det mest hensiktsmessige beregningssteget vil være 5 minutter for de fleste tilfeller da et steg på bare 1 minutt vil gi en meget høy spissintensitet (Ødegaard et al. 2012).

For å konstruere regnhyetogrammet må det velges en IVF-kurve som er representabel for området, hvilket gjentaksintervall som skal beregnes for, klimafaktor, konsentrasjonstid for feltet og det må gjøres en symmetrisk fordeling av data fra IVF-kurven.

IVF-kurve: Det er valgt å bruke IVF-kurve fra Oslo Blindern Plu (Nasjonalt stasjonsnummer 18701). Grunnen til at denne stasjonen er valgt er at det er denne som har lengst måleserie i Oslo, fra 1968 og frem til i dag. IVF-kurven er hentet fra eklima.net.no 30.09.2013.

Når det gjelder måleserier for korttidsnedbør er alle måleserier korte når det gjelder returperioder på 50 år og lengre. Estimert med disse returperiodene må derfor benyttes med forsiktighet.



Figur 47: IVF-kurve fra målestasjon Oslo Blindern Plu (*eKlima* 2013).

Gjentaksintervall: Bakgrunnen for modelleringen i SWMM er å finne ut hvilken vannmengde som vil gå i de fremtidig åpne bekkene ved ulike gjentaksintervall. Det er i denne oppgaven valgt 2, 5, 10, 20, 50, 100 og 200 års gjentaksintervall for å kunne se på alle de ulike flomsituasjonene.

Klimafaktor er satt til 1,5. Dette er anbefalt av VAV i den nye "Hovedplan for avløp og vannmiljø 2013-2030" for Oslo kommune, etter samtale med overingeniør Cecilie Bråthen ved VAV. Dette samsvarer også med Miljøverndepartementet sin nasjonale nettportal for klimatilpasning, "Klimatilpasning i Norge". De høyeste framskrivninger derfra basert på klimamodeller viser at nedbøren for Østlandet om vinteren vil øke med opp mot 48,8 % frem mot 2100 (Miljøverndepartementet). Et tidsperspektiv på 100 år er reelt i forhold til at krav til ledningsnett skal sikre tilfredsstillende funksjonsevne i et langt perspektiv og det er da vanlig å beregne for 100 år (Ødegaard et al. 2012).

Konsentrasjonstid for feltet: I denne oppgaven er tiden vannet renner på overflaten, t_t , satt til 11 minutter på grunn av at området består av en blanding av urbant område og skog/mark (Ødegaard et al. 2012).

For å beregne strømningstiden i rørene i sekunder, t_s , er vannhastigheten satt til 1,5 m/s (Ødegaard et al. 2012). Lengden av ledninger for det lengste strekket er 1693 meter, hentet fra Gemini VA.

$$\text{Strømningstiden blir derfor } t_s = \frac{L}{v} = \frac{1693}{1,5} = 1129 \text{ sekunder} = 18,8 \text{ minutter}$$

Konsentrasjonstiden for feltet blir da:

Tabell 20: Konsentrasjonstid for analyseområdet bygget opp i SWMM-modellen.

	Antall minutter
Tiden vannet renner på overflaten, t_t	11 minutter
Strømningstid i rør, t_s	18,8 minutter
Konsentrasjonstid, t_k	29,8 minutter

Symmetrisk fordeling av data fra IVF-kurven

Det er som tidligere nevnt valgt å bruke et beregningssteg på 5 minutter med en dimensjonerende regnvarighet på 30 minutter. Dataene er hentet fra IVF-kurven i figur 47 og det er i tillegg lagt til en klimafaktor på 1,5.

I beregningen under er det brukt 2 års gjentaksintervall:

$$I_{10\text{-årsregn}} = \frac{V_{10\text{-årsregn}}}{\Delta tid} = \frac{201,75 \frac{l}{s} ha * 10 \text{ min}}{10 \text{ min}} = 201,75 \frac{l}{s} * ha$$

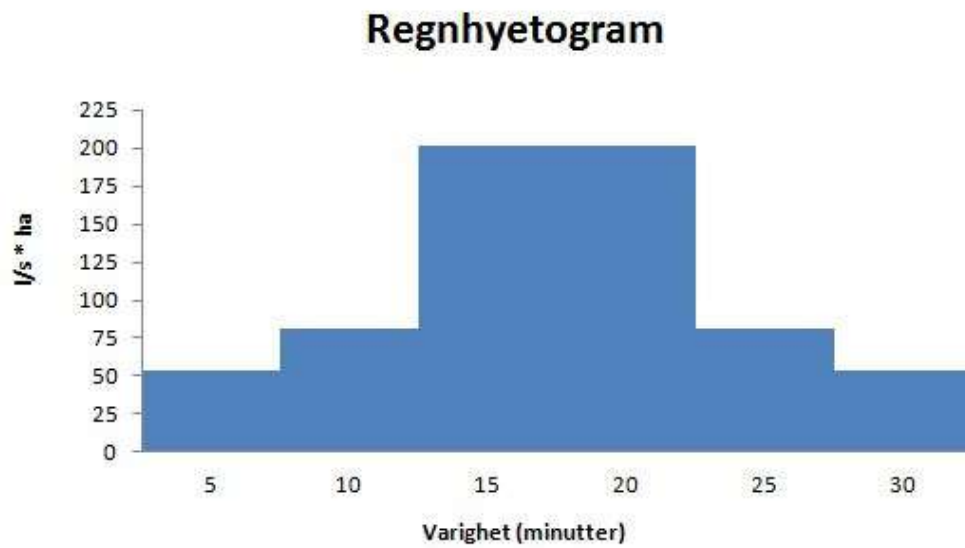
$$I_{20\text{-årsregn}} - I_{10\text{-årsregn}} = \frac{V_{20\text{-årsregn}} - V_{10\text{-årsregn}}}{\Delta tid} = \frac{141,75 \frac{l}{s} ha * 20 \text{ min} - 201,75 \frac{l}{s} ha * 10 \text{ min}}{10 \text{ min}} = 81,75 \frac{l}{s} * ha$$

$$I_{30\text{-årsregn}} - I_{20\text{-årsregn}} = \frac{V_{30\text{-årsregn}} - V_{20\text{-årsregn}}}{\Delta tid} = \frac{112,5 \frac{l}{s} ha * 30 \text{ min} - 141,75 \frac{l}{s} ha * 20 \text{ min}}{10 \text{ min}} = 54 \frac{l}{s} * ha$$

Her er:

- I Nedbørsintensitet per hektar [$l/s \text{ ha}$]
- V Totalt volum per hektar [l/ha]
- $\Delta \text{ tid}$ Tidsperiode [min]

Regnhyetogrammet blir da som følger av figur 48.



Figur 48: Regnhyetogram for 2 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5.

Ved innlegging av regndataserier i SWMM må verdiene legges inn med mm/h, hvor $1 \text{ l/s*ha} = 0,36 \text{ mm/h}$. Dataserien som blir lagt inn i SWMM for 2-årsregnet blir da:

Tabell 21: Dataserie for regnhyetogram for 2-årsregnet brukt i SWMM.

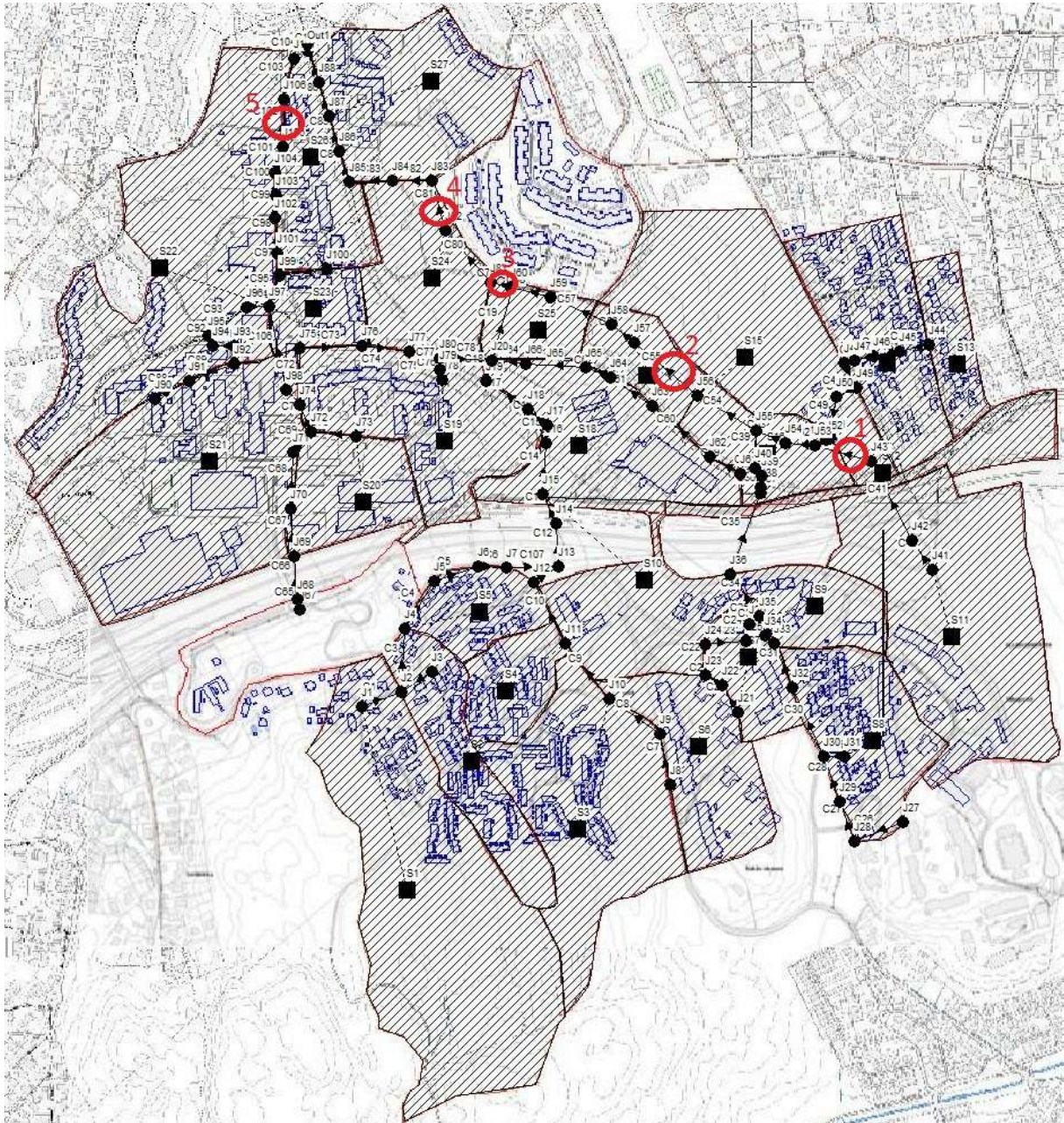
Tid (hh:mm)	2 års gjentaksintervall (mm/h)
00:00	0
00:05	19,44
00:10	29,43
00:15	72,63
00:20	72,63
00:25	29,43
00:30	19,44

Regnhyetogram for de andre beregnede gjentaksintervallene er vist i vedlegg L.

Simuleringsstiden i SWMM er satt til 2 timer, med tidssteg på 1 min.

12.3.2 Ledninger i bekken valgt for vannføringsmålinger

Det er tatt utgangspunkt i å se på maksimal vannføring på 5 ulike punkter i den fremtidige åpne bekken. Disse punktene er vist i figur 49.



Figur 49: Ledninger for vannføringssimulering i SWMM-modellen av analyseområdet.

Punktene er valgt med utgangspunkt i at de har ulik, avgjørende betydning for vannføringen som vil gå i bekken på disse punktene. Beskrivelse av punktene følger under:

- Punkt nr. 1 er ledning nr. C42 som har et forholdsvis lite tilrenningsareal, men ligger i den bratteste delen av traseen. Punktet ligger i traseen til Gransbekken.
- Punkt nr. 2 er ledning nr. C55 og ligger i den delen av traseen som går over kirkegården og har i dette punktet fått påslipp fra boligområde øst for Høybråten

kirkegård og fra den østlige delen av boligområde sør for E6. Punktet ligger i traseen til Gransbekken.

- Punkt nr. 3 er ledning nr. C79 ligger rett etter påslippspunktet for resten av boligområde sør for E6. Punktet ligger i traseen til Gransbekken.
- Punkt nr. 4 er ledning nr. C81 og ligger i den delen av traseen hvor rensedammen er sluppet på bekken. Punktet ligger i traseen til Gransbekken.
- Punkt nr. 5 er ledning nr. C102 og ligger langs traseen for Senterbekken. Det er bare valgt ut ett punkt ganske langt ned i traseen for Senterbekken da denne bekken ikke har noen spesielle påslipp av overvann bortsett fra tilrenning fra områdene i tillegg til et jevnt fall over hele traseen.

12.4 Usikkerhet i modellen

Beregningene fra SWMM-modellen er basert på matematiske utregninger for ulike prosesser for å få et resultat som er tilnærmet virkeligheten, men det kan likevel være en viss usikkerhet i resultatene. Valg av inngangsparametre er gjort på grunnlag av antagelser om hva som kan være gjeldende verdier for området basert på befaringer og typiske verdier. Verdiene er imidlertid ikke målt og dette kan være en kilde til usikkerhet i modellen.

Inngangsparametrene påvirker resultatet i ulik grad og for å få en fremstilling av hvilken av inngangsparametre som påvirker resultatet i størst grad, er det gjort en følsomhetsanalyse for modellen. En følsomhetsanalyse kartlegger hva som skjer med resultatet dersom inngangsparametrene avviker fra de valgte forutsetningene (Fagbokforlaget). Metoden går ut på å endre de ulike inngangsparametrene og se hvordan resultatet varierer med variasjonene i inngangsparametrene for de ulike indikatorene.

Hovedformålet med SWMM-simuleringen er å se på vannføring i de gjenåpnede bekkene. Indikatoren som ble valgt å gjøre følsomhetsanalyse på i denne oppgaven er derfor total vannføring til utløpsnoden i valgt nedstrøms punkt. I dette punktet samles vannføring fra alle områder og bekker.

Inngangsparametre som det ble valgt å gjøre en følsomhetsanalyse for:

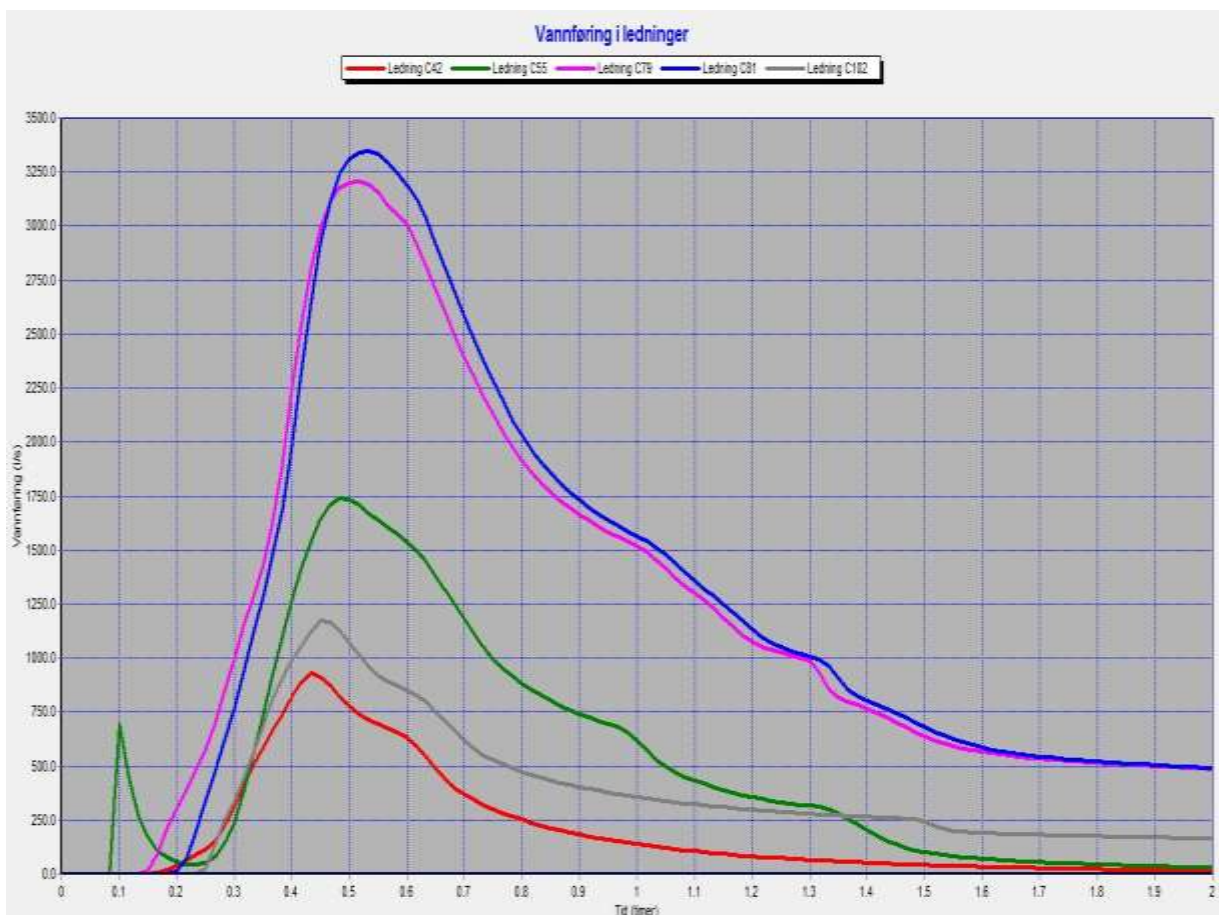
- Tette flater
- Karakteristisk bredde på strømningsvegen på overflaten
- Helning på delfeltene
- Overflatelagring
- Mannings friksjonsfaktor for overflatestrømning
- Mannings friksjonsfaktor for rør/bekk

13 Resultat

13.1 Beregning av vannføring i bekken ved ulike situasjoner

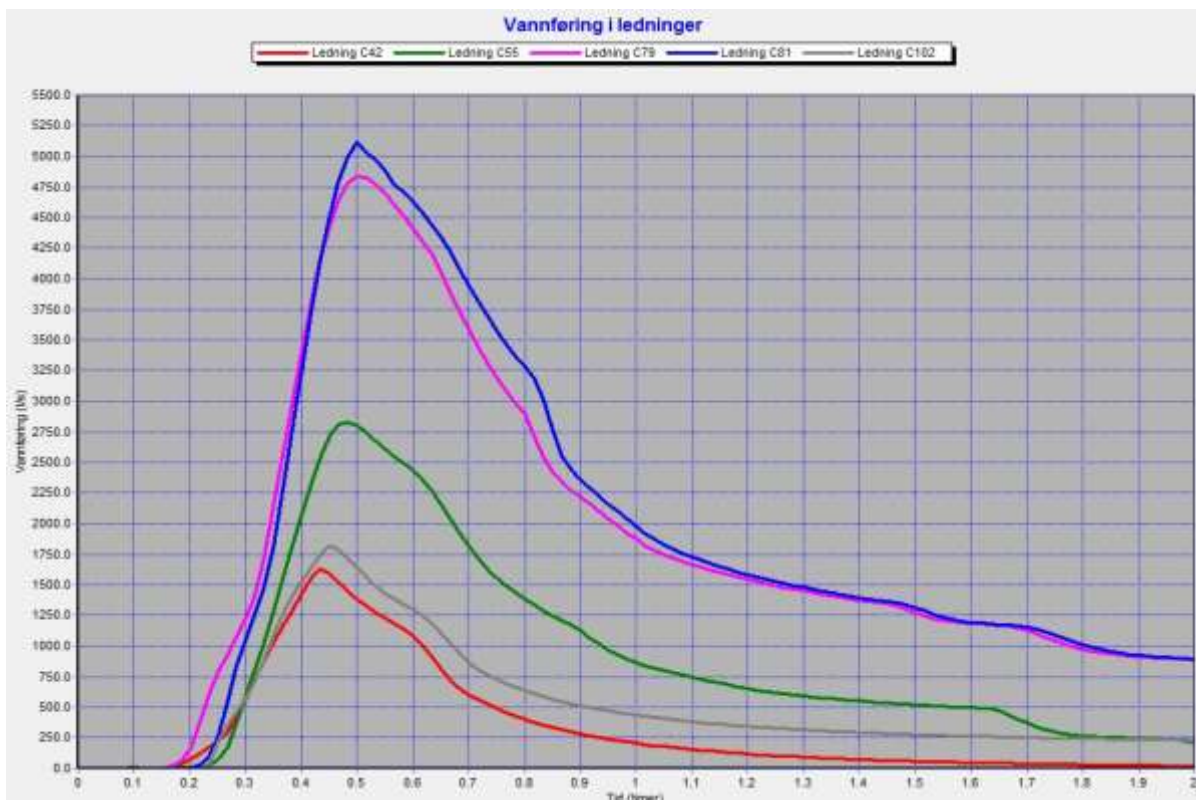
Det er gjort modellering i SWMM med 2, 5, 10, 20, 50, 100 og 200 års gjentaksintervall etter ønske fra vår veileder i VAV, Tharan Åse Fergus. Det er kun sett på vannføring i de utvalgte punktene beskrevet tidligere, da det er her vannmengden har økt langs traseen. Eventuelle tillegg mellom punktene er avrenning fra nedbørsfelt som ligger mellom to punkter, og denne tilrenningen vil kunne sees i neste punkt.

Nedenfor vil resultatene knyttet til beregning av avrenning til bekkene presenteres. Figur 50-57 viser vannføring i de utvalgte ledningene beskrevet i avnitt 12.3.2 gjennom en tidsperiode på 2 timer for de ulike gjentaksintervallene. Ledning C42, C55, C79 og C81 ligger i traseen for Gransbekken. Ledning C102 ligger i traseen til Senterbekken.



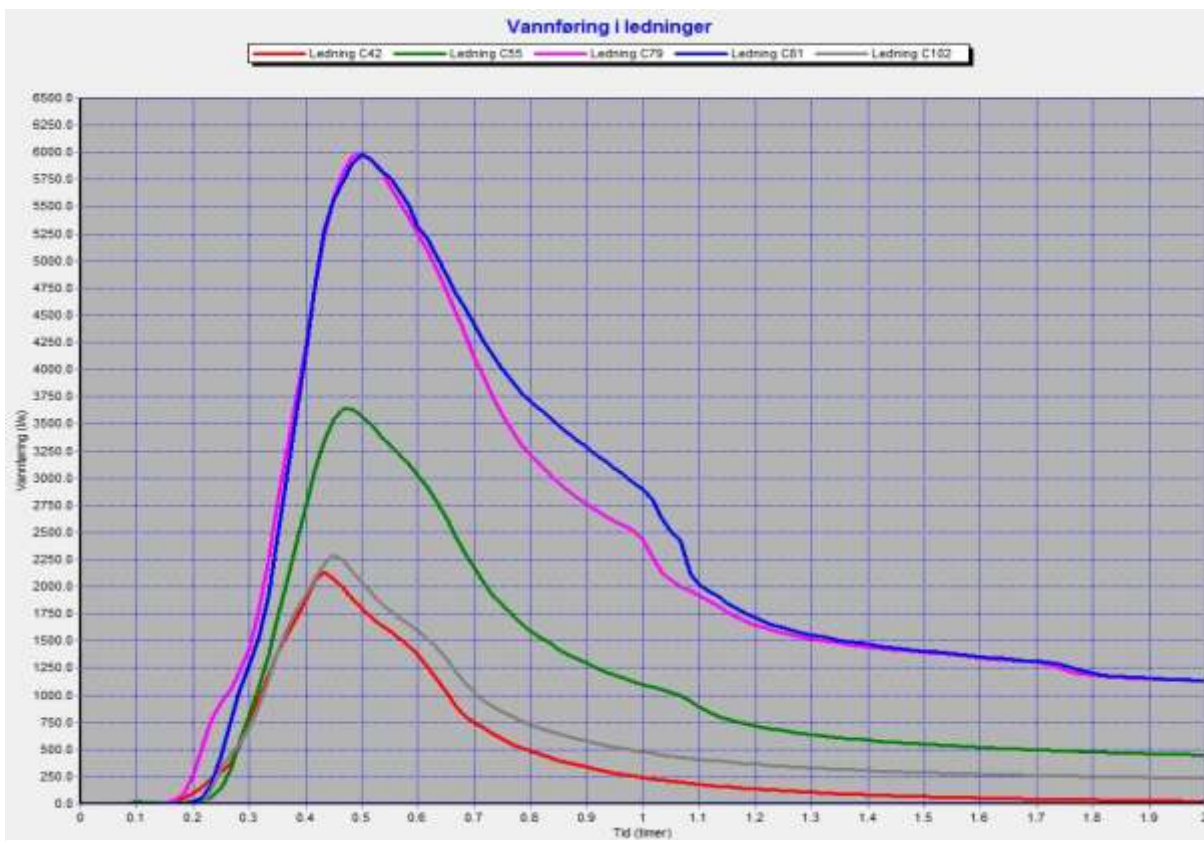
Figur 50: Vannføring i l/s for 2 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5 for 5 utvalgte ledninger langs traseen.

Ved 2 års gjentaksintervall kommer det i tillegg til vannføringen fra grafen et påslipp til ledning C81 på 250 l/s.



Figur 51: Vannføring i l/s for 5 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5 for 5 utvalgte ledninger langs traseen.

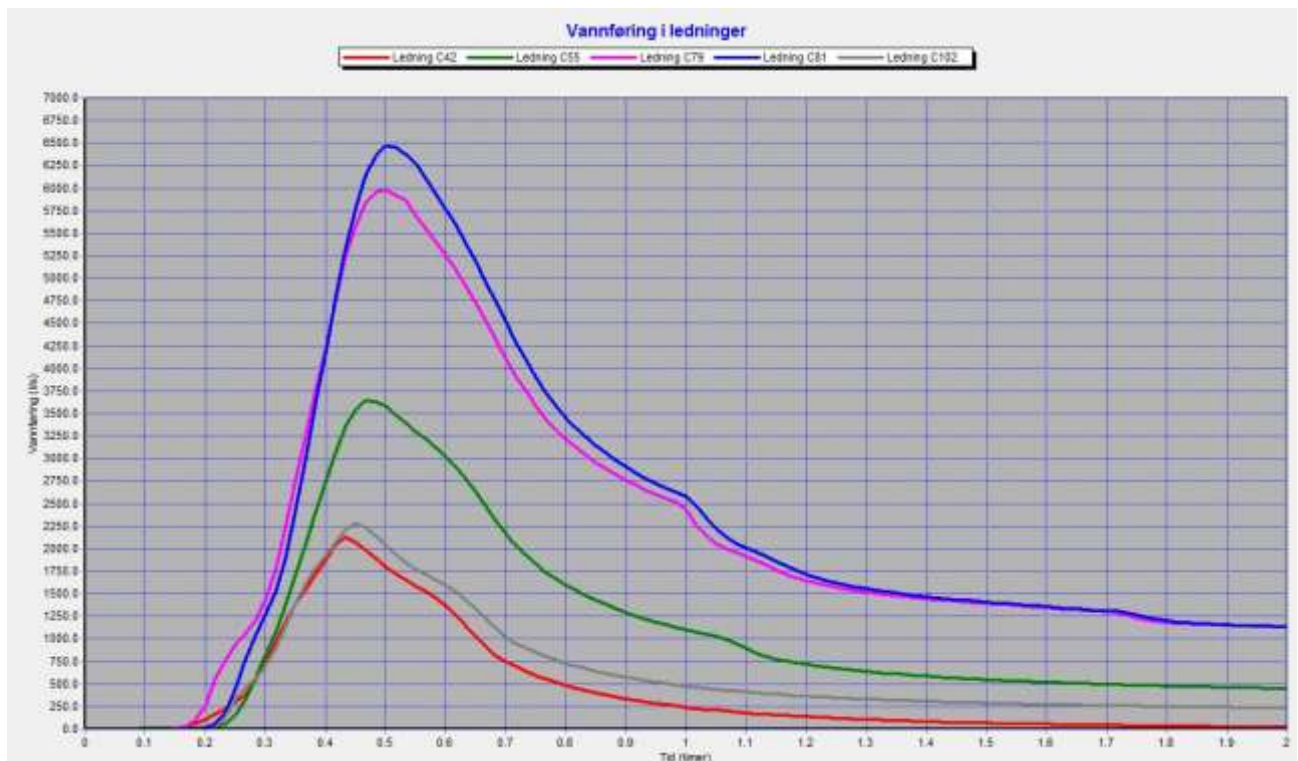
Ved 5 års gjentaksintervall kommer det i tillegg til vannføringen fra grafen et påslipp til ledning C81 fra rensedammen på 250 l/s.



Figur 52: Vannføring i l/s for 10 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5 for 5 utvalgte ledninger langs traseen.

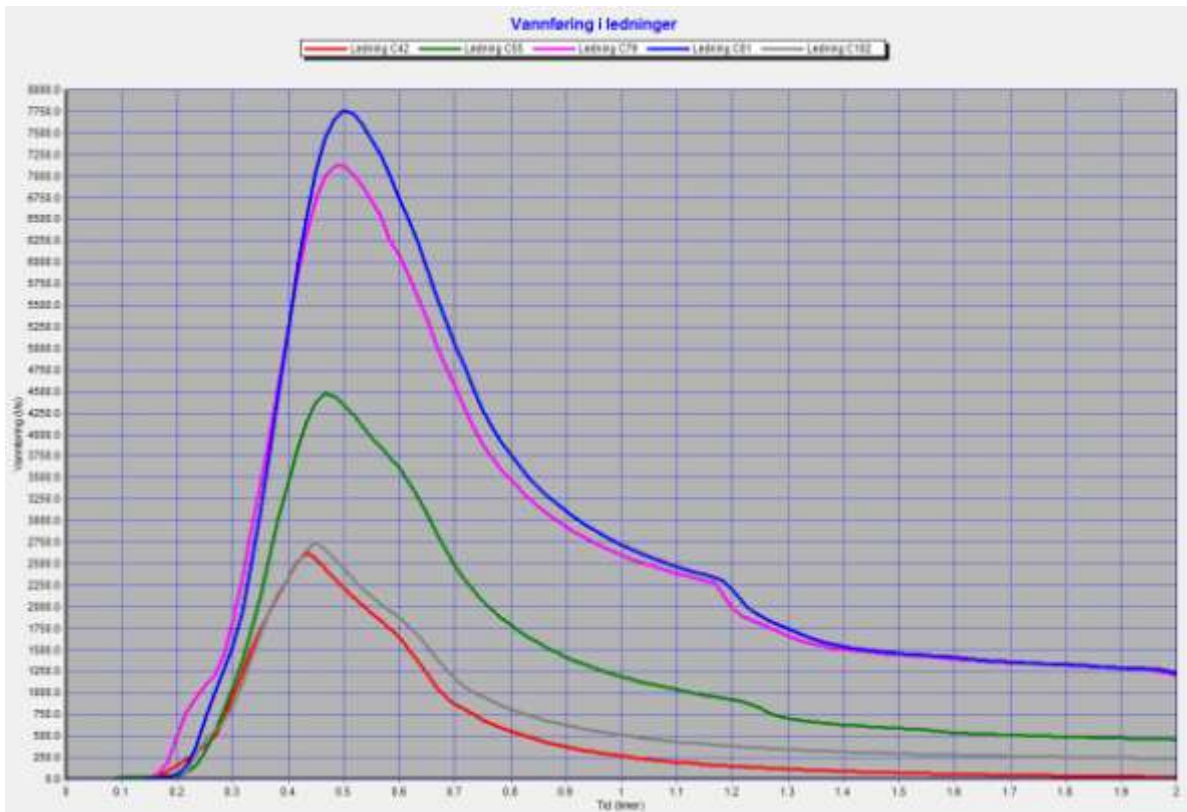
Figur 52 viser at ved denne situasjonen vil vannføringen i C79 bli like stor som i C81, selv om C79 ligger tidligere på ledningsstrekket. Dette er på grunn av at vi får oppstuvning i kummen etter C81 der bekken igjen går inn i rør. Ledningsdimensjonen på ledningsstrekket etter C81 og ned til utløpsnoden er derfor oppdimensjonert til 1,6 meter. Dette er gjort fordi hovedformålet med simuleringer er å se på den maksimale vannføringen i de ulike punktene. Vi får da situasjonen som vist i figur 53 under, og oppdimensjoneringen er beholdt i de påfølgende simuleringene.

Det ble gjort simuleringer for 5 års gjentaksintervall med oppdimensjonerte ledninger, for å se om oversvømmelsene hadde påvirkning på vannføringen i C81. Resultatet var at vannføringen for C81 var lik fordi oversvømmelsen var minimal.



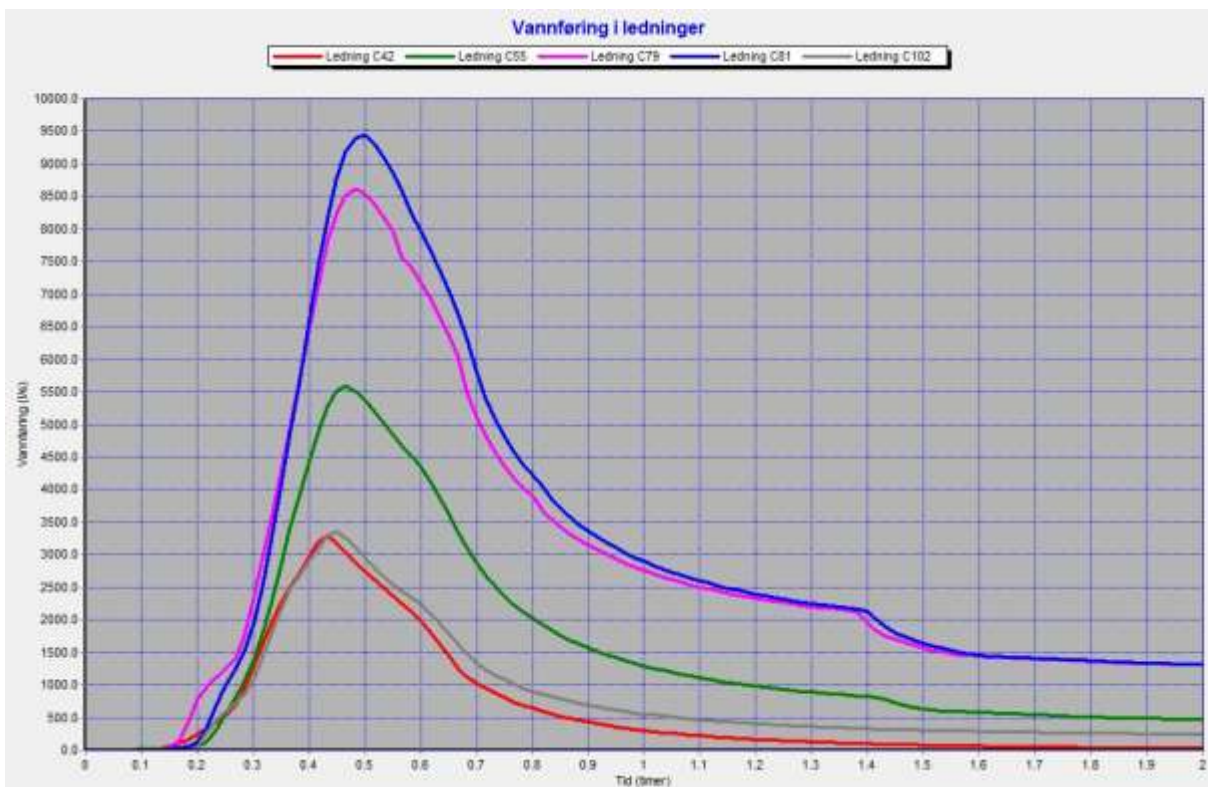
Figur 53: Vannføring i l/s for 10 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5 etter oppdimensjonering av ledninger for 5 utvalgte ledninger langs traseen.

Ved 10 års gjentaksintervall kommer det i tillegg til vannføringen fra grafen et påslipp til ledning C81 fra rensedammen på 432 l/s.



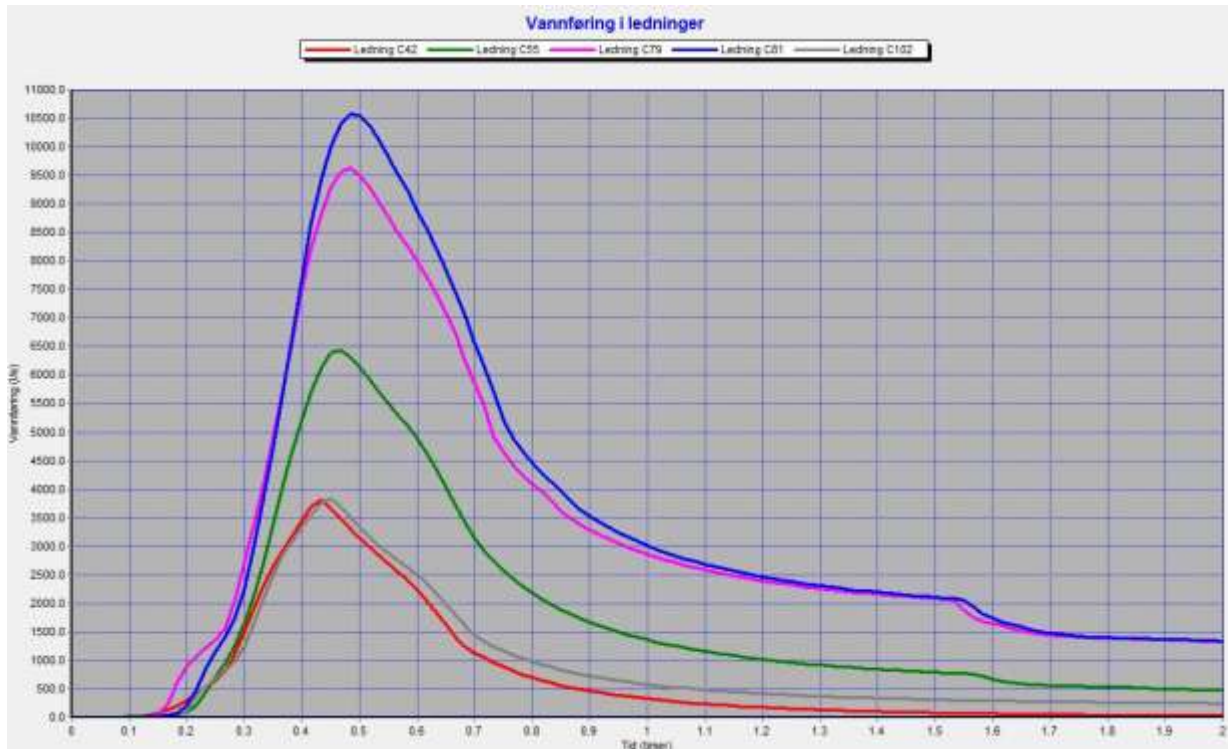
Figur 54: Vannføring i l/s for 50 års gjentakintervall med klimafaktor 1,5 for 5 utvalgte ledninger langs traseen.

Ved 20 års gjentakintervall kommer det i tillegg til vannføringen fra grafen et påslipp til ledning C81 fra rensedammen på 815 l/s



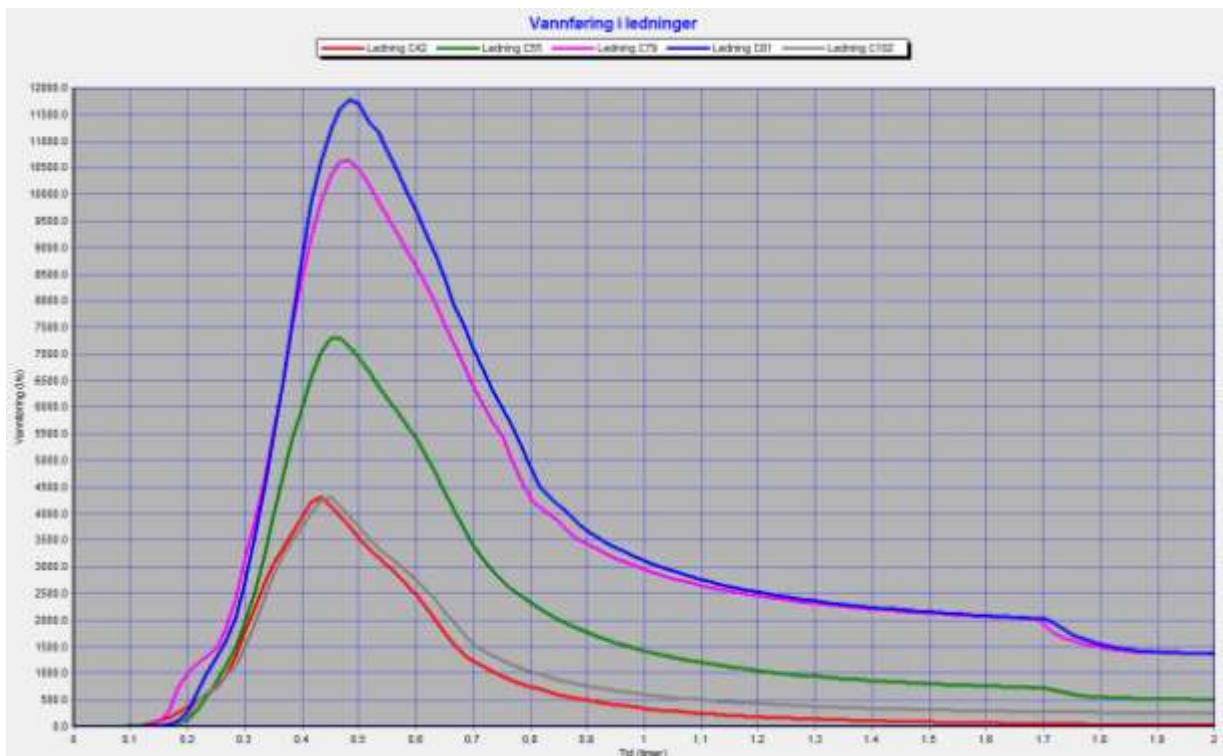
Figur 55: Vannføring i l/s for 20 års gjentakintervall med klimafaktor 1,5 for 5 utvalgte ledninger langs traseen.

Ved 50 års gjentaksintervall kommer det i tillegg til vannføringen fra grafen et påslipp til ledning C81 fra rensedammen på 1312 l/s.



Figur 56: Vannføring i l/s for 100 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5 for 5 utvalgte ledninger langs traseen.

Ved 100 års gjentaksintervall kommer det i tillegg til vannføringen fra grafen et påslipp til ledning C81 fra rensedammen på 1683 l/s.



Figur 57: Vannføring i l/s for 200 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5 for 5 utvalgte ledninger langs traseen.

Ved 200 års gjentaksintervall kommer det i tillegg et påslipp til ledning C81 fra rensedammen på 2055 l/s.

13.1.1 Oppsummering: Vannføring i bekkene

Maksimal vannføring i de ulike ledningene for de valgte gjentaksintervall, inkludert påslippet fra rensedammen, varierte fra 2 års til 200 års gjentaksintervall som vist i tabell 22. Verdien for de resterende gjentaksintervall lå i intervallet for de oppgitte verdier.

Gransbekken

Tabell 22: Maksimal vannføring for 2 års til 200 års gjentaksintervall i ulike punkter av Gransbekken.

Ledning nr.	2 års gjentaksintervall [l/s]	200 års gjentaksintervall [l/s]
C31	930	4325
C55	1739	7325
C79	3206	10 666
C81	3596	13835

Senterbekken

Tabell 23: Maksimal vannføring for 2 års til 200 års gjentaksintervall for punkt i Senterbekken.

Ledning nr.	2 års gjentaksintervall [l/s]	200 års gjentaksintervall [l/s]
C102	1176	4329

13.2 Oppstuvnings- og oversvømmelsessituasjoner

Her presenteres resultatene i forhold til oppstuvnings- og oversvømmelsessituasjoner.

13.2.1 Antall episoder med oppstuvning og oversvømmelse i knutepunkt

Tabell 24 viser en oversikt over antall knutepunkt med oppstuvning og oversvømmelse i løpet av hele simuleringenstiden på 2 timer for de ulike regntintensitetene.

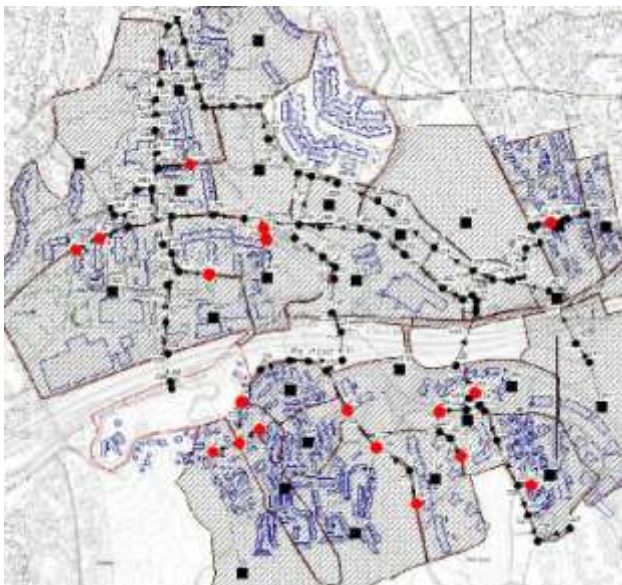
Tabell 24: Oversikt over antall knutepunkt med oppstuvning og oversvømmelse for alle beregnede gjentakintervall med klimafaktor 1,5 i løpet av hele simuleringen.

Regndata	Antall knutepunkt med oppstuvning	Antall knutepunkt med oversvømmelse
2-årsregn	41	18
5-årsregn	52	24
10-årsregn	48	22
20-årsregn	51	22
50-årsregn	54	24
100-årsregn	55	26
200-årsregn	58	26

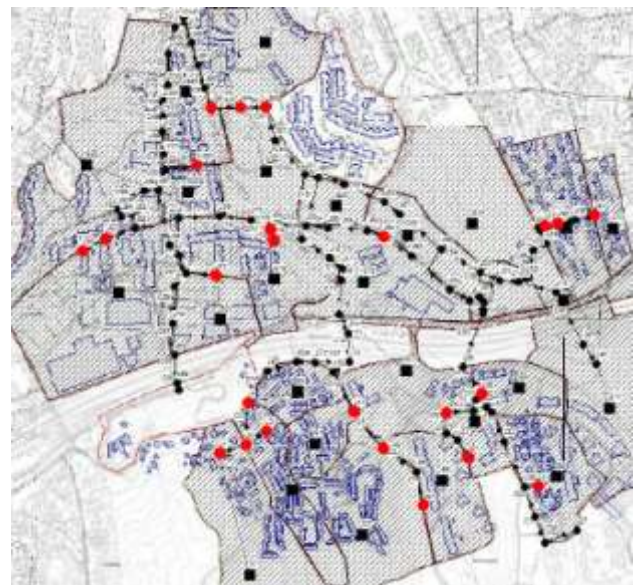
Antall knutepunkt med oppstuvning og oversvømmelse øker for økende gjentakintervall, med unntak av mellom 10- og 20 års gjentakintervall der antall episoder går ned.

13.2.2 Områder med oversvømmelse

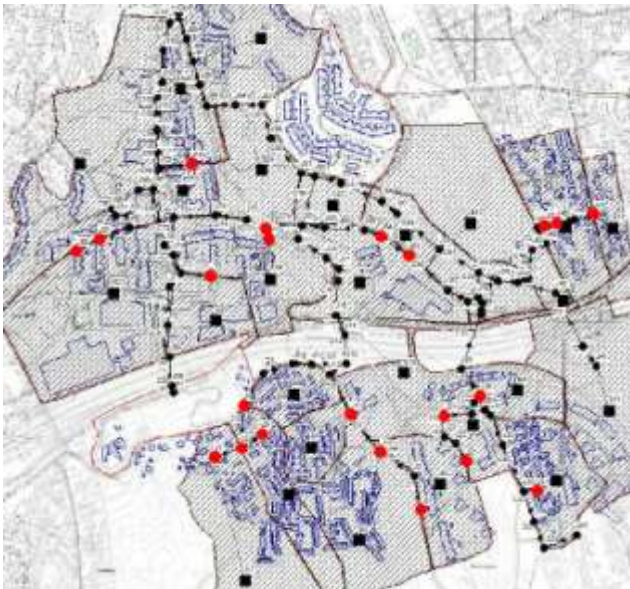
Figur 58 – 64 viser i hvilke knutepunkt det oppstår oversvømmelse i løpet av hele simuleringstiden på 2 timer for de ulike gjentakintervallene.



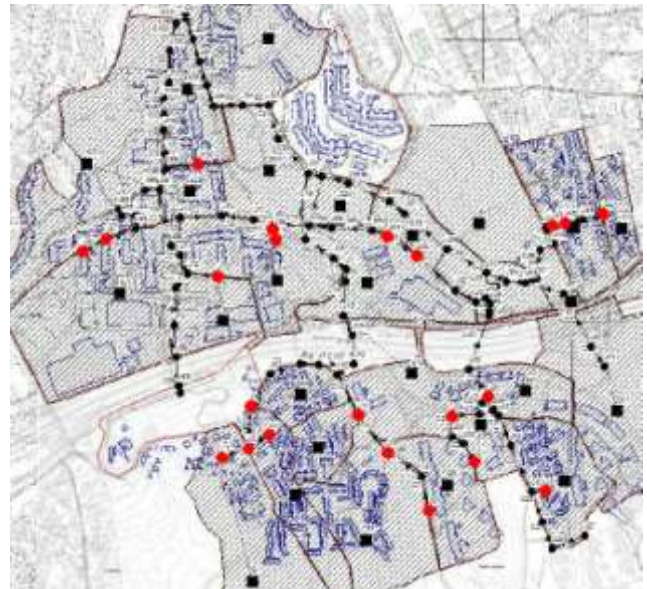
Figur 58: Knutepunkt med oversvømmelse for 2 års gjentakintervall med klimafaktor 1,5.



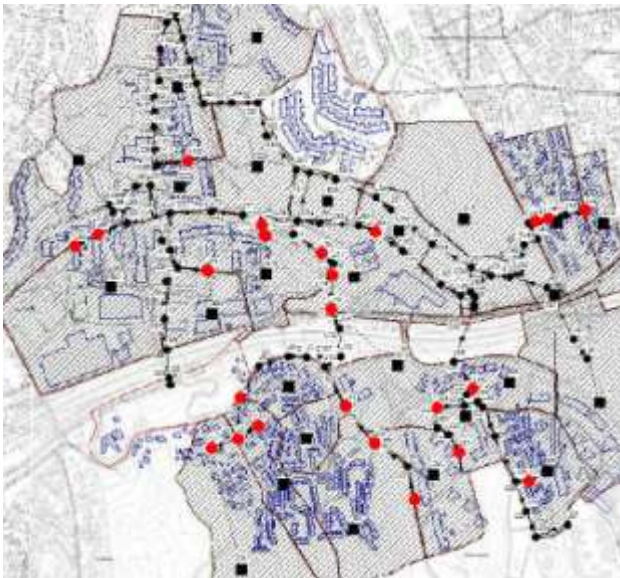
Figur 59: Knutepunkt med oversvømmelse for 5 års gjentakintervall med klimafaktor 1,5.



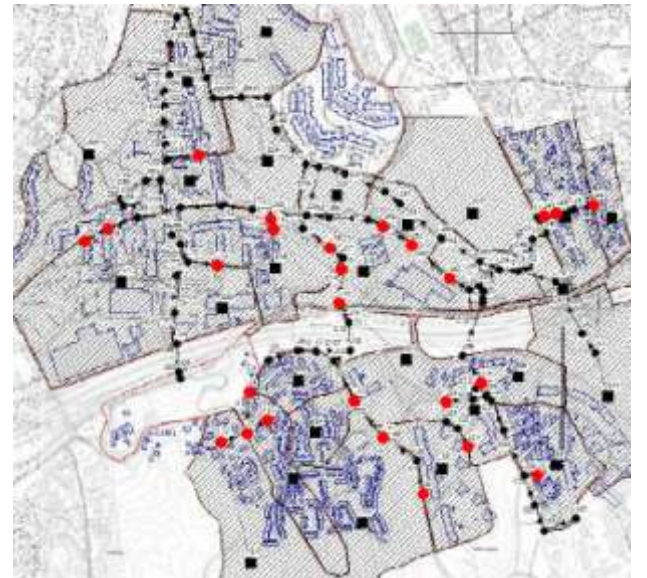
Figur 60: Knutepunkt med oversvømmelse for 10 års gjentakintervall med klimafaktor 1,5.



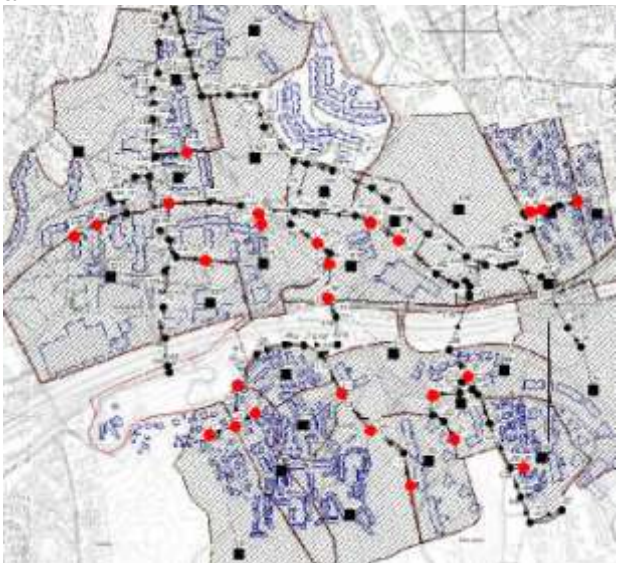
Figur 63: Knutepunkt med oversvømmelse for 20 års gjentakintervall med klimafaktor 1,5.



Figur 62: Knutepunkt med oversvømmelse for 50 års gjentakintervall med klimafaktor 1,5.



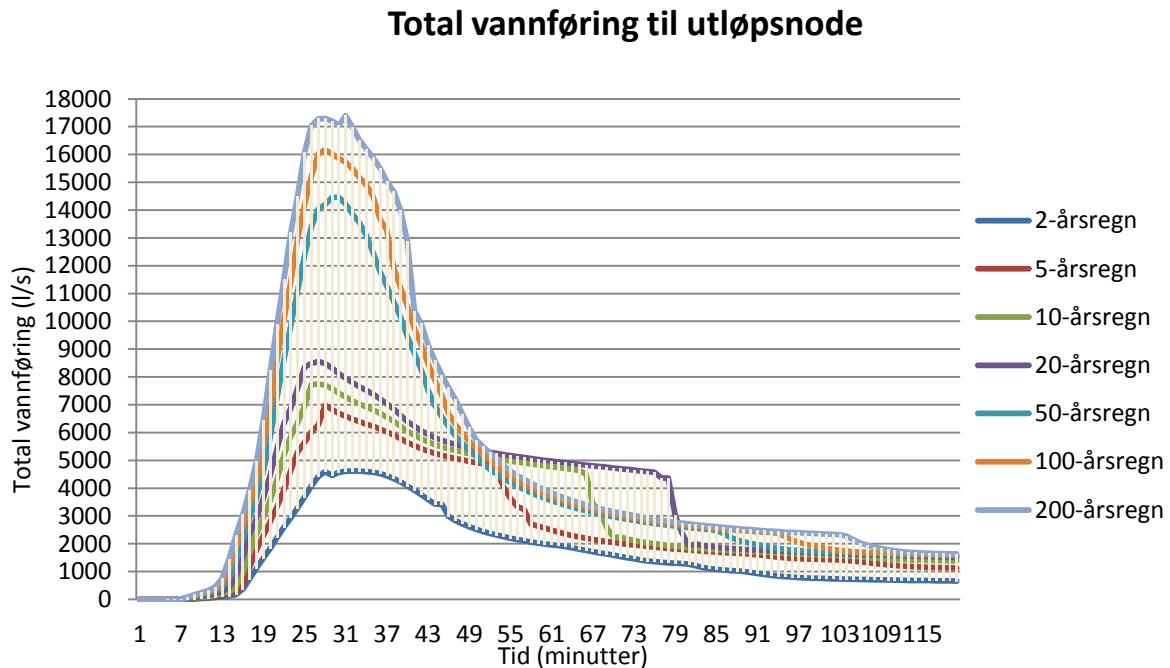
Figur 61: Knutepunkt med oversvømmelse for 100 års gjentakintervall med klimafaktor 1,5.



Figur 64: Knutepunkt med oversvømmelse for 200 års gjentakintervall med klimafaktor 1,5.

13.3 Total vannføring til utløpsnoden

Figur 65 viser den totale vannføringen til utløpsnoden i nedstrømspunkt i denne oppgaven. Den totale vannføringen er samlet vannføring fra alle bekkene.

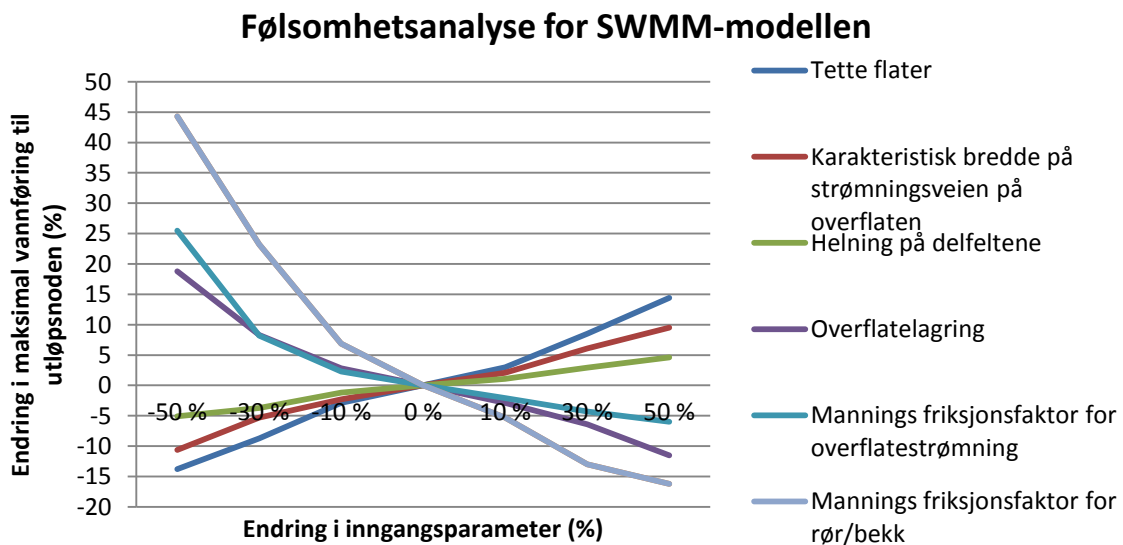


Figur 65: Total vannføring til utløpsnode i nedstrøms punkt.

Økende gjentaksintervall fører til økt vannføring til utløpsnoden.

13.4 Følsomhetsanalyse

Figur 66 viser følsomhetsanalysen for SWMM-modellen. Andel tette flater og Mannings friksjonsfaktor for rør/bekk og overflatestrømning er de inngangsparametrene som påvirker valgt indikator i størst grad.



Figur 66: Følsomhetsanalyse for SWMM-modellen for ulike parametre.

14 Diskusjon

14.1 Vurdering av metode

Simuleringer i SWMM er gjort for 2, 5, 10, 20, 50, 100 og 200 års gjentaksintervall. Simuleringene er gjort for enkeltregn med 30 minutters varighet.

Det er ikke lagt inn temperaturdata i modellen. Temperaturdata brukes i forbindelse med simulering av nedbør i form av snø, snøsmelting og evaporasjon. Modellen beskriver derfor ikke vinterforhold og de økte vannmengden man kan få ved snøsmelting. I prinsippet kan man derfor si at simuleringen er gjort for en sommersituasjon fordi påvirkning fra frossen mark og snøsmelting ikke er tatt hensyn til i modellen, selv om det for større felt gjerne er høst- og vintersituasjon som gir dimensjonerende avrenning, forklart i avsnitt 5.1 ”Dimensjonerende avrenningsforhold”.

Ved bruk av temperaturdata og langtidssimulering ved bruk av RDII kunne man beregnet for snø og snøsmelting, evaporasjon og overvann som kommer fra tilsig i direkte forbindelser med overvannsystemet samt infiltrasjon av vann under overflaten gjennom sprekker, utette skjøter og feilkoblinger. SWMM kan også beregne verdier for grunnvannsstand. Disse funksjonene er ikke brukt i denne oppgaven, men kunne gitt mer nøyaktige hydrografer som inngangsparameter for beregningene.

Det er brukt symmetrisk regnhyetogram med tidssteg på 5 minutter som regndata i SWMM-modellen, som gir et mye mer realistisk enn bruk av kasseregner med en gitt intensitet over hele tidsperioden. En studie gjennomført av NIVA (Lindholm et al. 2003) viste at symmetrisk regnhyetogram ga betydelig høyere oppstuvning enn kasseregner, og at konstruerte regnhyetogram bør benyttes der hvor korte, intense sommerregn er dimensjonerende. Ved regntilfeller på frossen mark kan dermed andel tette flater økes ved beregningen. Andel tette flater er ikke økt ved simuleringen i denne modellen og anvendelsen av symmetriske regnhyetogram kan derfor sees på som mest reelt for sommersituasjoner.

14.1.1 Usikkerhet i SWMM-modellen

Ved oppbygging av SWMM-modellen er det gjort flere valg av inngangsparametre. Inngangsparametrene har en effekt på resultatet og det er knyttet en del usikkerhet til resultatene på bakgrunn av dette.

Tette flater er beregnet til å være hustak og vegger. Andel tette flater kan være større enn det som er antatt da det kan være små områder som er asfaltert som for eksempel innkjørsler som ikke er kategorisert som veg. De beregnede verdiene for andel tette flater er lavere enn typiske tabellverdier som kan brukes. Det er antatt at hustak ikke har overflatelagring og dette forutsetter at det er skråtak og at alt vannet renner av til overvannssystemet. Hustak og takrenner kan også ha avrenning ut på permeable overflate. Det er ikke gjort undersøkelser for å kategorisere hustak i analyseområdet. Dersom det er hus som har avrenning til permeable overflater vil dette ha innvirkning på resultatet ved at det blir mindre avrenning fra området.

Overflatelagring for permeable og ikke-permeable flater og Mannings friksjonsfaktor for overflatestrømning på permeable og ikke-permeable flater er satt til lik verdi for alle områdene. Det er imidlertid naturlig at dette varierer avhengig av hvilke type flater det er.

For åpen bekker er Mannings friksjonsfaktor satt til 0,04. Faktoren varierer i følge SWMM-manualen fra 0,03 til 0,1. Utformingen av bekken vil påvirke hva som vil bli den gjeldende friksjonsfaktoren.

For Hortons infiltrasjonsmodell er områdene gitt ulik maksimum og minimum infiltrasjonsrate, etter opplysninger om områdets infiltrasjonskapasitet. Områdets infiltrasjonsevne er imidlertid ikke målt. Dersom man har brukt verdier som avviker mye fra den riktige verdien for infiltrasjonsraten i grunnen vil det kunne gi utslag på den totale vannføringen til bekken ettersom god infiltrasjon holder tilbake mer av vannet enn om man har dårlig infiltrasjon og vannet renner av etter kort tid. Infiltrasjonsevnen i området bør derfor undersøkes.

Følsomhetsanalysen for modellen viser hvordan ulike inngangsparametre gir utslag for resultatene. I følge figur 66 er det andel tette flater og Mannings friksjonsfaktor for rør/bekk som gir størst endring i total vannmengde til nedstrømspunkt ved økning i inngangsparametrene. For reduserte verdier av inngangsparametrene er det Mannings friksjonsfaktor for rør/bekk og overflatestrømning som gir størst endring i total vannmengde til nedstrømspunkt. Det er disse parametrene som dermed vil være de viktigste parametrene å undersøke med hensyn på bekkens vannføring. Det er imidlertid ikke alle parametrene som er kontrollert i følsomhetsanalysen det er naturlig at endrer seg i like stor grad. Andel tette flater kan være feil beregnet på grunn av flater som er oppfattet som permeable flater egentlig er tette flater, og denne parameteren kan endre seg ved utbygging og asfaltering. For Mannings friksjonsfaktor er det ikke naturlig at denne kan endre seg i like stor grad. I følsomhetsanalysen er Mannings friksjonsfaktor for rør beregnet ut ifra inngangsparameteren på 0,015. En endring på -50 % gir en friksjonsfaktor på 0,0075, men i følge manualen for SWMM ligger denne parameteren vanligvis mellom 0,012 og 0,017. Dersom man antar at verdien for Mannings friksjonsfaktor ikke blir mindre enn 0,012 vil en maksimal prosentvis reduksjon i forhold til inngangsparameteren være på 21 %. Ved valg av hvilke inngangsparametre som bør vurderes grundigere ut ifra følsomhetsanalysen bør det derfor gjøres en vurdering av hvilke inngangsparametre som er de mest relevante.

Kum og ledningsdata er hentet fra Gemini VA. For de kummer der det manglet verdier for høyder er disse hentet fra topografiske kart med høydekoter, og ledninger er satt til inn- og utgangshøyde for kummen på 2 meter under terreng. Dette gir avvik mellom de antatte verdiene og de virkelige verdiene, og en feilaktig presentasjon av gjeldende høydeforhold. Dette kan påvirke resultatet ved at man får feil helning på rørene som kan påvirke oppstuvnings- og oversvømmelsesforholdene.

Kalibrering av modeller gjøres ved å sammenligne målte verdier med verdiene fra simuleringen. På den måten kan modellen endres slik at man får tilnærmede realistiske verdier

ved bruk av modellen. Det er ikke gjort målinger i feltet og deretter kalibrering av modellen og man kan da ikke vite hvor gjeldende modellen er for området.

14.1.1 Usikkerhet i bakgrunns materialet

IVF-kurven som er benyttet er hentet fra en målestasjon på Blindern i Oslo. Analyseområdet ligger på Furuset i Oslo som er ca. 10 km unna Blindern. Det er derfor ikke sikkert at nedbørsverdiene fra Blindern er gjeldende for Furuset, da det kan være store stedlige variasjoner i nedbørsmengde (Ødegaard et al. 2012).

Simuleringene er gjort med data hentet fra IVF-kurver medregnet en klimafaktor på 1,5. I følge "Klimatilpasning i Norge" (*Temperatur- og nedbørendringer 2050 og 2100* 2013) er forventet økt nedbørsmengde for Østlandet ved høy framskriving 10,3 % frem til 2050 og 30,9 % frem mot 2100, med prosentvise variasjoner mellom de ulike årstidene. Klimafaktoren representerer derfor en stor usikkerhet for resultatene. Den valgte klimafaktoren er likevel i samsvar med VAV sin anbefaling i "Hovedplan avløp og vannmiljø 2013-2030" som ferdigstilles per dags dato.

14.2 Vurdering av resultater

Resultatene fra vannføringsberegning i bekken er preget av flere usikkerheter. Spesielt omhandler dette usikkerheten knyttet til SWMM-modellen beskrevet i forrige kapittel og at modellen er ukalibrert. Disse faktorene vil bringe en usikkerhet inn i Modul 3 der bekketverrsnitt er dimensjonert på grunnlag av beregningene fra SWMM.

Nedbørsfeltene er beregnet ut ifra topografiske kart og befaring i området med hensyn på hvor vannet vil ha avrenning til. Hvert nedbørsfelt er lagt inn som delfelt i SWMM, og hvert delfelt er koblet til et knutepunkt i modellen og har avrenning til det punktet. Dersom delfeltene er ukorrekt oppdelt vil dette påvirke resultatet ved at overvann egentlig renner til andre områder og derfor har avrenningen til bekken i en annen plassering av bekkens trasé, eller eventuelt til en annen bekk. Dette vil påvirke størrelsen på de dimensjonerte bekketverrsnittene langs ulike deler av traseen i Modul 3, men den totale vannføringen i bekken vil likevel gi samme verdi med mindre overvannet har avrenning til et område utenfor nedbørsfeltet for hele analyseområdet.

Beregning av vannføringen som vil gå i bekken er gjort for 4 punkter i Gransbekken med betydelig økning fra ulike påslipp og for et punkt i Senterbekken. Vannføringen viser beregnet verdi fra SWMM-modellen, med utgangspunkt i dagens ledningstrasé som ligger i området. Verdiene er da beregnet ut ifra fallet på ledningene som ligger i området i dag, selv om bekken ved gjenåpning vil kunne få et annet fall, avhengig av utforming. Dette vil kunne påvirke resultatene for vannføringen i bekken.

Tabell 24 viser at antall knutepunkt med oppstuvning og oversvømmelse øker ved økende gjentaksintervall. Unntaket er mellom 5-års- og 10-års gjentaksintervall, da det minker. Figur

52 viser at det ved 10-års gjentaksintervall gikk omtrent like mye vann i C79 og C81, selv om C81 ligger etter C79 i traseen og har tilrenning til bekken både via rensedam og fra områder rundt på traseen i mellom de to ledningene. Figur 59 viser også at det ved 5-års gjentaksintervall oppstår oversvømmelse i J83, J84 og J85 som er de 3 påfølgende kummene etter at bekken igjen går inn i rør. Dimensjonene på ledningene ble derfor økt for å øke kapasiteten, og for å få et riktig resultat av vannføringen i den åpnede bekken. Det ble dermed færre oppstuvninger og oversvømmelser i området nedenfor bekkeåpningen i forhold til 5-årsregnet. Resultatet etter oppdimensjoneringen er vist i figur 53 og viser at det er større vannføring i C81 enn i C79. Dette er grunnen til at antall oppstuvnings- og oversvømmelseepisoder går ned mellom 5- og 10 års gjentaksintervall.

Oversikten over oppstuvnings- og oversvømmelsessituasjoner viser at dagens ledningsnett frem til de blir ført ut i bekken i modellen ikke har tilstrekkelig kapasitet for noen av de beregnede gjentaksintervallene med hensyn på å unngå oppstuvning og oversvømmelse i enkelte knutepunkt. I simuleringen lagres oversvømt overvann på toppen av kummen og returnerer til systemet når det er ledig kapasitet. Dersom ledningsnettet blir oppgradert vil dette føre til en økt vannføring i bekken fordi man ikke får fordrøyningseffekten av dagens kumoversvømmelser. Dersom bekken skal åpnes bør oppgradering av ledningsnettet vurderes og dersom det blir planlagt tiltak bør nye avrenningsmengder til bekkene beregnes.

Det er gjort noen forenklinger av eksisterende ledningsnett i SWMM-modellen og dette medfører at det er færre knutepunkt i modellen enn i virkeligheten, noe som kan påvirke antall episoder med oppstuvnings- og oversvømmelsessituasjoner.

I SWMM-modellen er det gjort noen endringer fra dagens ledningstrasé ved at det er lagt nye traseer for å samle vegvann til rensedammen og annet overvann til bekken., nærmere beskrevet i avsnitt 16.2 "Forutsetninger for bekkeåpning". Det er ikke tatt hensyn til dimensjonene på ledninger nedstrøms der det er lagt nye traseer Dette kan medføre at ledninger oppstrøms de nye traseene har større dimensjon enn ledningen de er koblet på. Dette kan føre til flere oppstuvnings- og oversvømmelsessituasjoner i ulike deler av traseen. Resultatene av antall og plassering av oppstuvnings- og oversvømmelsessituasjoner er derfor bare gjeldende for SWMM-modellen bygget opp i denne oppgaven.

MODUL 3

Bekkeåpning

Denne modulen tar for seg åpning av de lukkede bekkene. Teori rundt viktige faktorer ved gjenåpning av bekk er gjennomgått. Deretter er forutsetninger for bekkeåpningen avklart. Det er foreslått gjenåpningspunkt for bekkene og forslag til trasé. Fallforhold er kartlagt og bekken er dimensjonert.

15 Teori for modul 3

15.1 Fordeler ved bekkeåpning

Gjenåpning av lukkede bekker vil gi mange positive effekter:

- **Biologisk mangfold**

Åpnede bekker og dammer kan ved tilrettelegging få en rik flora og fauna. Ved variasjon i utforming av bekken man kan få et variert mangfold av dyrearter og vannplanter. Man kan ved utforming veksle mellom dybden på bekken, ha åpne vanddammer og beplantede partier.

- **Økt mulighet for rensing**

Ved åpne bekker kan man oppnå økt rensing av vannet ved sedimentasjon av partikler, og enkelte forurensninger kan binde seg til disse partiklene. Ved å lage terskler og dammer i bekketraseen minker man vannets hastighet slik at det legges til rette for sedimentasjon. Beplanting beskytter sedimentene mot utspyling ved flom.

- **Større flomdemping og fordrøyning**

Åpnede bekkeløp gir flomdemping, spesielt i mindre nedbørsfelt med store flomtopper. Ved å anlegge dammer i bekketraseen kan bekken også bidra til fordrøyning. Beplanting som bremser vannhastigheten virker også flomdempende.

- **Mulighet for friluftsliv**

Åpne bekkeløp kan bli et attraktivt område for friluftsliv ved å tilrettelegge for at mennesker kan komme til bekken og lage turstier langs bekketraseen (Atle Hauge 2006).

- **Rikere kulturlandskap og ressurs i bymiljøet**

Vann i bymiljøet har stor rekreasjonsverdi og kan oppleves som et positivt element. (Lindholm et al. 2008)

15.2 Viktige faktorer ved gjenåpning av bekk

15.2.1 Planlegging ved gjenåpning

Dimensjonerende gjentaksintervall

Når man skal åpne en bekk må hydrauliske forhold kartlegges. Derfor må høyeste og laveste vannstand med tilhørende strømningshastighet i ulike deler av elveløpet beregnes. I følge Statens vegvesen vil det normalt legges 200 års gjentaksintervall til grunn for dimensjonerende flom ved permanente anlegg. Ligger bekken i nærheten av viktige veger uten mulighet for omkjøringsmulighet kan et høyere gjentaksintervall være aktuelt. For veger med mindre viktighet kan 50 års gjentaksintervall benyttes som dimensjonerende flom. (Statens vegvesen 2011)

Det er dyrt å dimensjonere for de største flomtoppene og vanligvis kan anleggets dimensjon reduseres i forhold til de ekstreme værforholdene. Det må allikevel foretas en vurdering av enkelte faktorer for å finne ut hvor mye dimensjonene kan reduseres. (Hauge et al. 2006)

En av faktorene som må vurderes er faren for erosjon. Faren for erosjon er avhengig av hastigheten på vannet. Under flom er hastigheten til vannet størst og det er denne vannføringen som må tas hensyn til når risikoen for erosjon skal vurderes. Dersom hastigheten er større enn hva jordarten tåler kan tverrsnittet til kanalen økes eller fallet reduseres. Hvis det ikke er mulig å redusere hastigheten, kan bekken sikres med stein. For å finne ut hva som er mest lønnsomt, kan erosjonsdempende tiltak som steinsetting sammenlignes med oppdimensjonering av bekken. (Hauge et al. 2006)

En annen faktor som må vurderes er isforholdene. Ved isdannelse kan vannføringskapasiteten reduseres og det kan være aktuelt å oppdimensjonere bekken i forhold til naturlig vannføring og kapasitetsvurderinger. (Hauge et al. 2006)

Når skadeomfanget skal vurderes er det stor forskjell på at løsmasser føres bort med vannet og ødeleggelse av tekniske anlegg som vegger, hus og kjellere. Nærhet til bebyggelse eller andre tekniske anlegg og hvor stort skadeomfang en flom kan ha på disse, må vurderes. (Hauge et al. 2006)

Hastighet

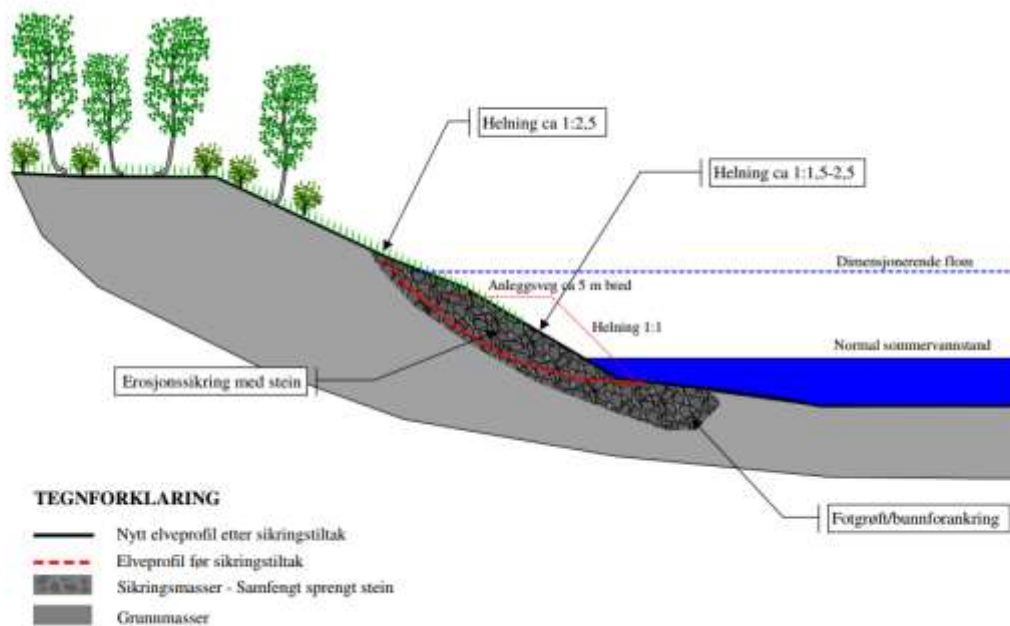
For åpne bekkeløp er det vanskeligere å beregne hastigheten til vannet, fordi den er avhengig av både fallet og dybden. Hvordan bekken er utformet med hensyn på dybde, bredde og sideskråning vil også påvirke hastigheten. Dessuten vil også ruheten være viktig for hastigheten, og den blir typisk påvirket av vegetasjon. (Hauge et al. 2006)

Tabell 25: Vannhastighet uten fare for erosjon (Statens vegvesen 2011).

Jordart	Maksimal hastighet [m/s]
Betongkledning	2,5-5,0
Asfaltert dekke	2,0-5,0
Steinsetting (jevnt utlagt)	2,0-5,0
Grus	1,0-1,5
Småstein	1,2-2,0
Jord uten vegetasjon	0,5-0,8
Jord med lett vegetasjon	0,5-1,2
Ujevn steinkledning	1,5-3,0
Jord med kraftig vegetasjon	1,0-2,0
Naturlig bekk og elv	-

Erosjonssikring

Da bekkene ble lagt i rør, ble traseen gjerne rettet ut i forhold til det opprinnelige bekkeløpet. Bekkens lengde blir derfor forkortet. Når en bekk skal gjenåpnes vil bekken få større fall som følge av at strekningen har blitt forkortet. Dette kan føre til erosjon. Faktorer som må beregnes under slike forhold er bredde, fallforhold, vannføring og steinstørrelse som må brukes ved erosjonssikring. (Hauge et al. 2006)



Figur 67: Prinsippskisse for erosjonssikring med stein og vegetasjon (Jensen & Tesaker 2009).

Et annet tiltak mot erosjon er å lage terskler slik at fallet i bekkene reduseres. Tersklene må erosjonssikres fordi vannet vil ha en høy hastighet inntil det bremses inn i tersklene. Dersom fallet varierer mye, kan fallet dempes ved å bygge opp bratte partier og heller gjøre slake partier litt brattere for å gjøre redusere det generelle fallet i bekkene. (Hauge et al. 2006)

Opprinnelig var bekkens løp meandrerende. Det er mulig å gjenskape bekkene slik den var, men en slik bekk vil ofte erodere inn i omkringliggende masser. Dette er ikke alltid å foretrekke når bekkene er i nærheten av for eksempel dyrket mark eller i urbane områder. Det kan forhindres at bekkene eroderer ved å erosjonssikre ytterkanten. (Hauge et al. 2006)

Drensrørene som tidligere var koblet til overvannssystemet vil komme ut i sideskråningene på bekkene når den gjenåpnes. Vann fra drensrør som kommer ut i bekkene kan ha høy hastighet og komme i store mengder. Sideskråningene blir da utsatt for graving og det kan være nødvendig å erosjonssikre utløpet. (Hauge et al. 2006)

Bekkens dybde i terrenget

Ofte ligger den gjenlukkede bekken dypt nede i jorda fordi bekkeløpet ble fylt igjen da det ble lagt i rør. Når bekken skal gjenåpnes er det ofte altfor kostbart og arealkrevende å åpne bekken fra nivået rørene ligger på, siden bekken blir både dyp og bred siden helningen skal være slak fra bunn til terreng. Dessuten blir kantene på bekken ustabile hvis den ligger for dypt og det kan kreve omfattende steinsikring.

I mange tilfeller er det derfor nødvendig å heve bekken opp fra nivået rørene ligger på. Ved bruk av terskler og vannspeil kan bekken bringes opp til overflaten. Enkelte steder kan det være behov for en ny innløpsledning med mindre fall for å bringe bekken opp i dagen. Et rør med mindre fall har mindre kapasitet, og det kan derfor være nødvendig å øke diameteren på røret som skal legges slakere.

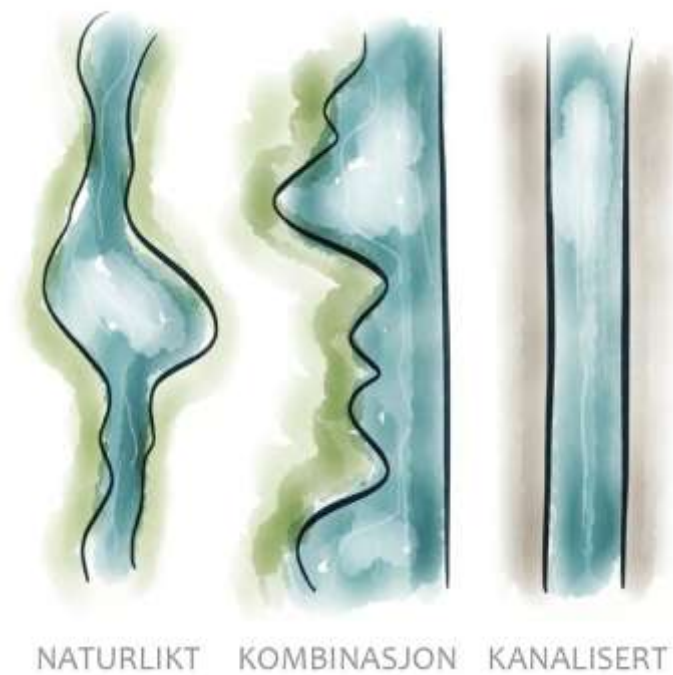
Røret som blir igjen etter bekkeåpningen kan enten fjernes eller bli liggende. Om ledningen skal bli liggende, er det viktig at den blokkeres i enden slik at den ikke fører vann. (Hauge et al. 2006)

Bekkens form i planet

Det er en målsetning for Oslo kommune i forbindelse med bekkeåpninger å legge til rette for reetablering av naturlige økosystem. Derfor må bekkeløpet etterligne naturlige biotoper og gi rom for naturlige prosesser. (Jensen 2013)

For å gjenskape bekken naturlikt, bør bekkens utstrekning i overflaten meandrerer. Gjenskapes bekken som en meandrerende bekk, vil lengden av bekkeløpet økes og fallet bli mindre. En slik bekk vil erodere i yttersvingen og legge igjen masse i innersvingen. Dette er den naturlige dynamikken for en bekk og vil være den som best fører landskapet tilbake slik det en gang var. (Hauge et al. 2006) Imidlertid er naturlig utforming ofte vanskelig å få til på grunn av fysiske begrensninger som grunnforhold og arealknapphet, men det er mulig å nærme seg det naturlige ved en mest mulig naturlig utforming. Kanaliserte løp kan unntaksvis benyttes der det er lite areal tilgjengelig. Det anbefales at slike kanaliserte løp legges over så korte strekk som mulig. I tillegg må det tilrettelegges for artsmangfoldet i slike kanaler ved å anlegge bunnssubstrat, kantvegetasjon og steiner. (Brekke 2013)

Figur 68 illustrerer prinsippet med naturlikt, kombinert og kanalisert bekkeløp.



Figur 68: Hovedprinsipp for utforming av bekkeløp i planet; naturlikt, kombinert og kanalisert. Illustrasjoner av Katrine Brekke.



Figur 69: Profilbilde. av naturlikt bekkeløp, kanalisert bekkeløp og kombinasjon. Illustrasjoner av Katrine Brekke.

Fall i bekken

Det bør være varierende fall i bekken for å skape variasjon i strømningsforhold slik at både bunnsstrat og oksygenforhold blir forskjellig. Det vil si at fallforholdene fordeles mellom stilleflytende og hurtigrennende partier. (Hauge et al. 2006)

I følge håndbok 018 (Statens vegvesen 2011) bør minimumsfall for åpne grøfter og kanaler være 5 ‰.

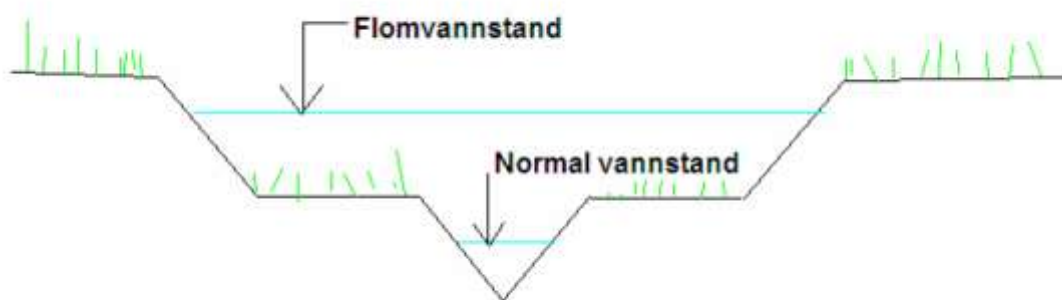
Reguleringsplan

Når det skal gjenåpnes en bekk vil bekken med stor sannsynlighet ha sin naturlige bekketrasé gjennom flere private eiendommer. Siden det er bekkens naturlige opprinnelse som etterstrebes, kan dette føre til konflikter mellom kommunen og grunneierne. For å få grunneierne positive til bekkeåpning er det nødvendig med et tett og godt samarbeid. Utbyggerne må se bekkeåpningen som en positiv verdi for sin utbygging og de må på en eller annen måte få kompensert verdien av arealet de avgir til friområde. Flere tidligere prosjekter har vist at det er mulig å få til bekkeåpning også i byutviklingsområder med mange små grunneiere. (Solheim 2013)

15.2.2 Utforming

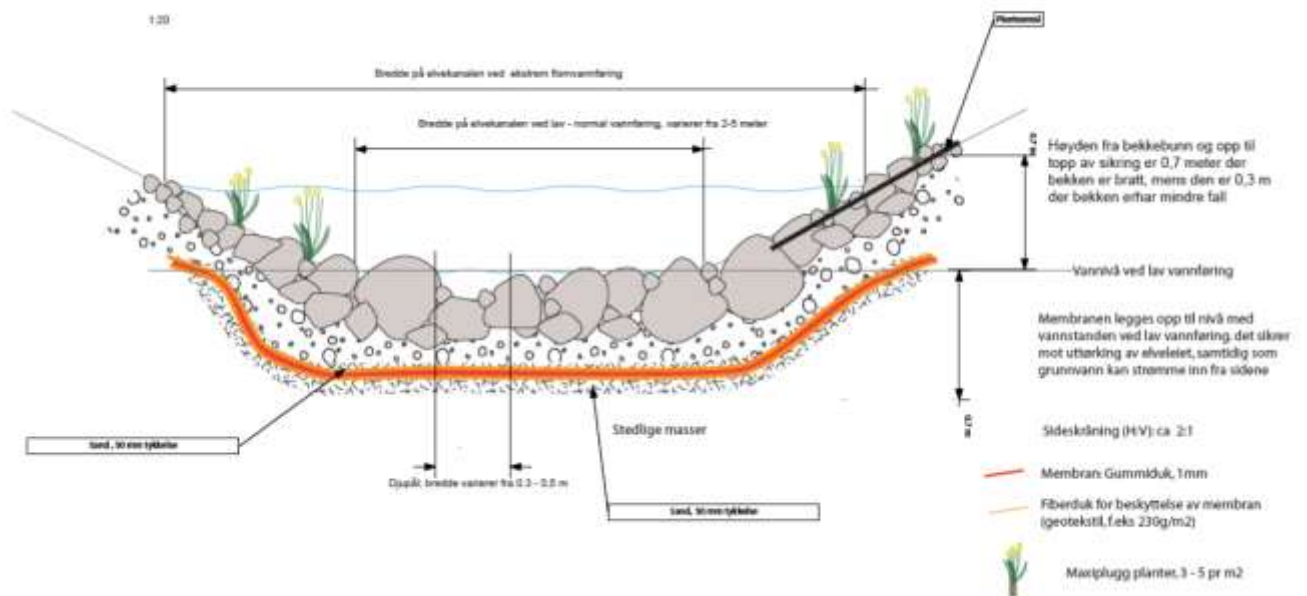
Utforming av bekketverrsnitt

Nedenfor er det to figurer som illustrerer to ulike bekkeutforminger. Den øverste er en prinsippskisse som viser hvordan et bekketverrsnitt kan utformes ved normal vannstand og flomvannstand. Flomvannstanden har både høyere og bredere utstrekning enn den normale vannstanden og bekketverrsnittet er utformet med tanke på at flomvannet kontrollert skal føres videre.



Figur 70: Prinsippskisse av bekketverrsnitt utformet for flomdemping (Hauge et al. 2006).

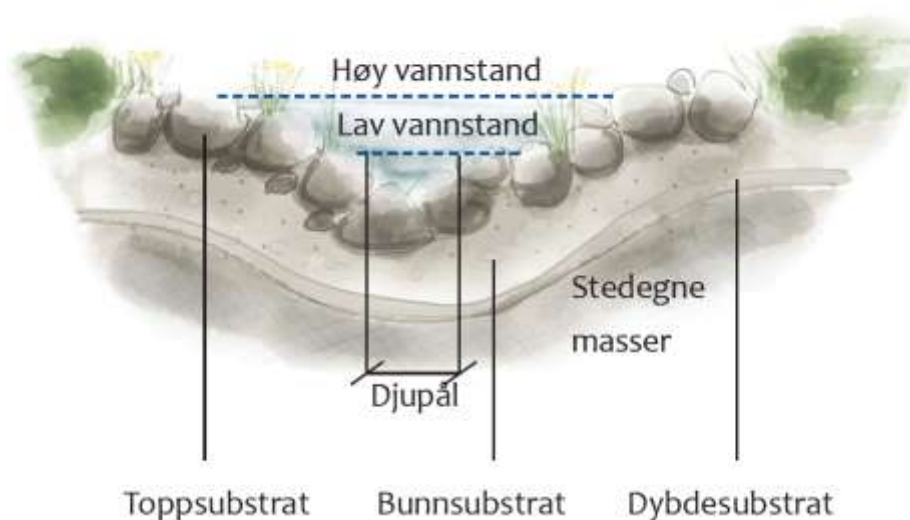
Figur 71 viser et tverrsnittseksempel fra tilbudstegningene for Bjerkedalen park, utarbeidet av Dronninga Landskap/SWECO. Detaljene for utformingen av bekketverrsnitt er både illustrert og skrevet på figuren.



Figur 71: Tverrsnittseksempel fra tilbudstegninger for Bjerkedalen park (Jensen 2013).

Djupål

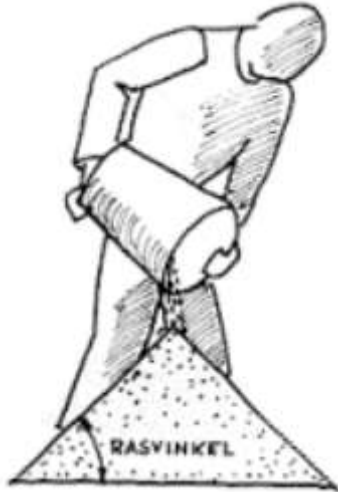
En djupål er en streng som er en forsenkning i bekkens bunn. Denne skal sikre vann i bekket selv i perioder med lav vannføring. En djupål legger til rette for fiskens forflytning mellom kulpene. Djupålen bør slynges og kan med fordel legges langs bekketanten dersom det ikke fører til erosjonsproblemer. Da kan fisken finne skjul og skygge samt nyttiggjøre seg næringstilførsel fra kantvegetasjonen (Hamarsland et al. 2003).



Figur 72: Prinsippskisse for oppbygging av bekkeløp med djupål og bunnssubstrat. Illustrasjon av Katrine Brekke, basert på tegninger av Dronninga Landskap for Bjerkedalen park.

Helning på sidekanter

Det er viktig at helningsvinkelen i sidekantene er tilpasset jordarten, ellers kan det erodere i sideskråningene. De enkelte jordtypene vil ha forskjellig evne til å ligge stabilt i en kanalside. Helningen på kanalsiden må være mindre enn den naturlige rasvinkelen for å få en stabil skråning. Imidlertid kan vegetasjon forbedre stabiliteten i en skråning. (Hauge et al. 2006)



Figur 73: Den naturlige rasvinkel (*Orientering om jordarter m.v.* 2013).

Stein som ligger i skråning er mindre stabil enn stein på bunnen av bekken. Vanlig steinsikring bør ikke brukes når skråningen er brattere enn 1:1,5. (Jensen & Tesaker 2009)

15.2.3 Biologisk mangfold

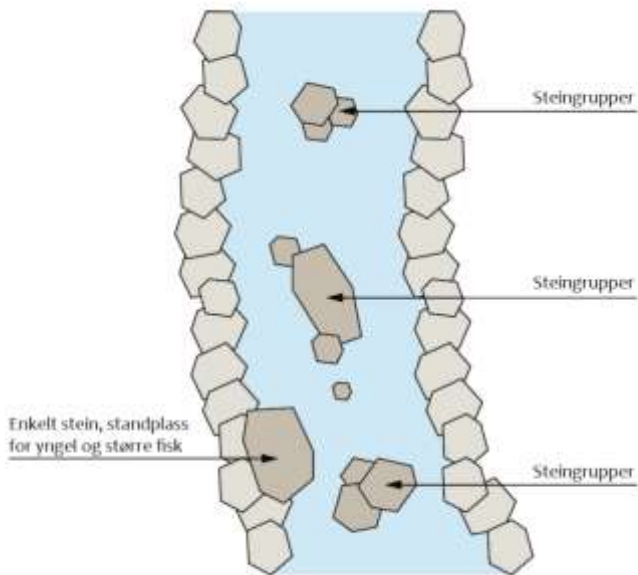
Tilpasninger med tanke på det biologiske mangfoldet

Det er flere tiltak som kan gjøres for å bedre forholdene for det biologiske mangfoldet. Det er allikevel vanskelig å gjøre tilpasninger for alle typer arter som lever i og ved siden av en bekk. Derfor er det anbefalt å tilrettelegge for nøkkelarter, som ørret, da har det vist seg at mye av det naturlige mangfoldet kommer ”med på kjøpet”.

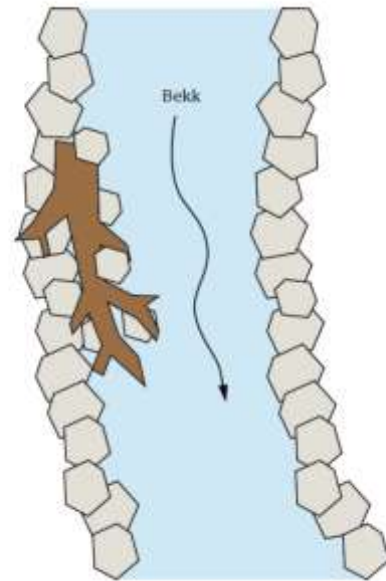
Det som normalt må tilrettelegges er gytsoner, tilstrekkelig vanndybde, skjul i form av steingrupper, tilrettelagte terskler, kulper og dammer. Kulper gir frostsikker overvintringsmulighet og oppholdssted ved lav vannføring. Bunnsstrat av naturlige masser, for eksempel morene, gir naturlige sjikt ved at grovere fraksjoner ligger øverst. (Jensen 2013).

Bunnforhold

Det er ønskelig med mest mulig variert bunnsstrat med tanke på artsmangfoldet. Erfaringsmessig vil det typisk legge seg grov grus nær innløpet. Med økende avstand fra innløpet vil det typisk være finere materiale. For å etablere variasjon i bunnsstratet, kan deler av bekkefaret steinsettes. Steinene kan være av forskjellig størrelse for å gi mer variasjon, og stokker kan også brukes der det harmonerer. Utlegging av større stein må flomdimensjoneres. (Hauge et al. 2006)



Figur 74: Prinsippskisse for steinsetting av bekk. Illustrasjoner av Katrine Brekke.



Figur 75: Prinsippskisse for stokker i bekk. Illustrasjoner av Katrine Brekke.

Vegetasjonssoner langs vassdraget

Vegetasjonssonen etableres som en kantsone med gras, urter, busker og trær langs vassdraget. Vegetasjonssonen renser overflatevann ved å bremse hastigheten på vannet og partikler vil derfor sedimentere i vegetasjonssonen. I tillegg bidrar rotsystemet til plantene med å øke jordas dreneringsevne og redusere overflateavrenningen. Det er ikke registrert noen stor forskjell på renseseffekten mellom trær eller gras, og vegetasjonssonen behøver derfor ikke nødvendigvis å bestå av trær. (Hauge et al. 2006)

Foruten å ha en renseseffekt bidrar også vegetasjonssonen til økt biologisk mangfold. Ved å etablere en naturlig og stedegen kantvegetasjon gis det skjulmuligheter, skygge og næringstilførsel til ulike vannlevende arter. (Jensen 2013)

16 Metode og forutsetninger

16.1 Beregning av bekketverrsnitt

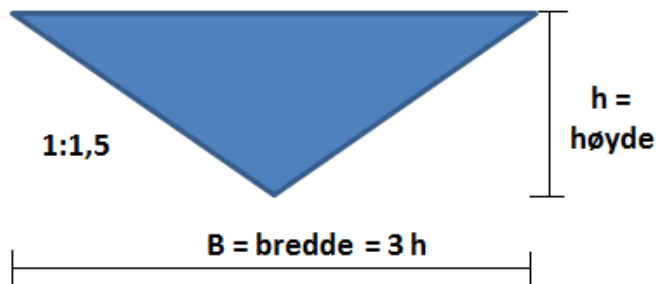
Tverrsnittsareal for bekketverrsnittet er beregnet med Mannings formel for kanalstrømning.

$$Q = M * A * R^{\frac{2}{3}} * I^{\frac{1}{2}} * 1000$$

Formel 21: Mannings formel for kanalstrømning

Her er:

Q	Bekkens vannføring [l/s]
M	Mannings tall [$m^{1/3}/s$]
A	Grøftens tverrsnitt [m^2]
R	Hydraulisk radius = A/P [m]
I	Lengdefall av grøften [m/m]
P	Våt omkrets av grøften [m]



Figur 76: Prinsippkisse av triangulært bekketverrsnitt med sidekant 1:1,5.

For et triangulært tverrsnitt med sidekanter 1:1,5 er:

$$A = \frac{B * h}{2} = \frac{3h * h}{2} = \frac{3h^2}{2}$$

$$P = 2 * \sqrt{\left(\frac{B}{2}\right)^2 + h^2} = 2 * \sqrt{(1,5 * h)^2 + h^2}$$

$$R = \frac{A}{P} = \frac{\frac{3h^2}{2}}{2 * \sqrt{(1,5 * h)^2 + h^2}}$$

Her er:

B *Bredde [m]*
 H *Høyde [m]*

Lengdefall er beregnet ved følgende formel:

$$I = \frac{\Delta h}{\Delta L}$$

Formel 22: Helning

Her er:

Δh *Differanse mellom starthøyde og slutthøyde [m]*
 ΔL *Lengde på strekningen i luftlinje [m]*

16.2 Forutsetninger for bekkeåpning

Bekkens utforming er i denne oppgaven valgt til å være triangulær, og det er også denne formen som er brukt ved beregning av vannføring i SWMM.

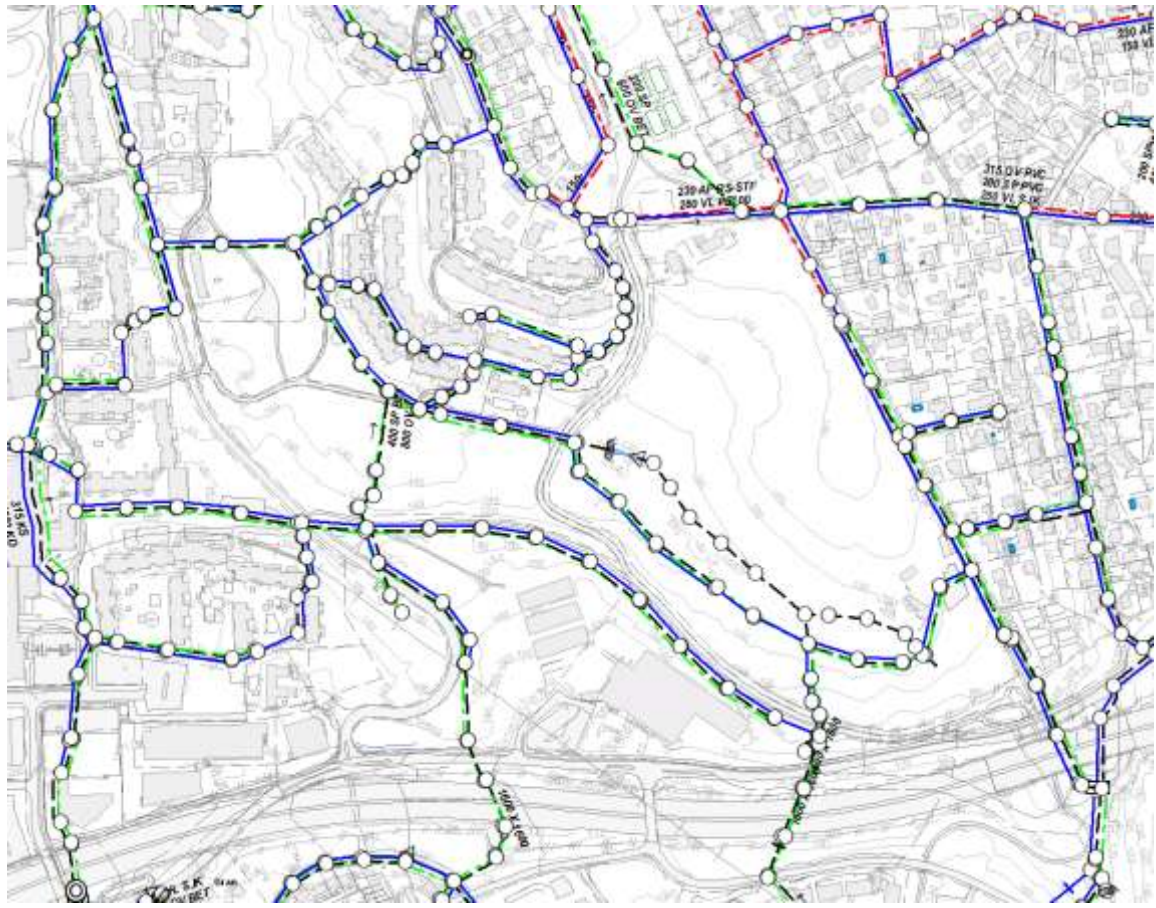
Beregning av bekketverrsnitt:

- Mannings tall er satt til 25. Dette ligger i intervallet for Mannings tall for naturlig bekk og elv (Statens vegvesen 2011).
- Vannføring er hentet fra simuleringene i SWMM fra Modul 2 for de ulike punktene det er beregnet for.
- Lengdefall i grøften er beregnet for ulike punkter i bekken i avsnitt 17.3.1

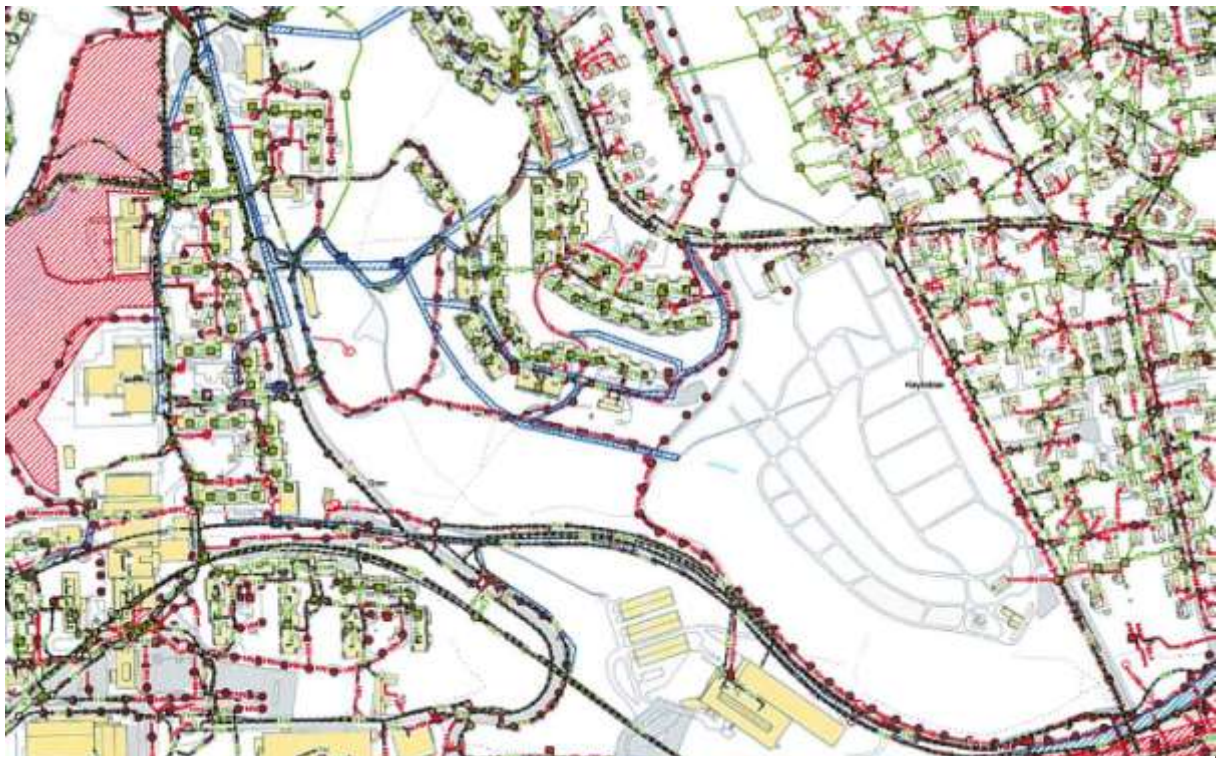
Eksisterende overvannsledninger, vannledning og spillvannsledninger

Det er antatt i oppgaven at eksisterende overvannsledninger blir tatt ut av drift. Disse overvannsledningene må da fjernes eller tettes. Dette hindrer at man må drifte og vedlikeholde to ulike overvannssystemer. Det er ikke tatt hensyn til vannledninger og spillvannsledninger som ligger i grunnen. Figur 77 viser eksisterende ledninger i dag.

Annen infrastruktur: Det er ikke tatt hensyn til eller funnet nye løsninger for annen infrastruktur som ligger i bakken i området hvor bekken er tenkt åpnet. Annen infrastruktur i grunnen er vist i figur 78.



Figur 77: Oversikt over spillvannsledninger (grønn), vannledninger (blå) og overvannsledninger (svart) i aktuelt område for gjenåpning av bekk.

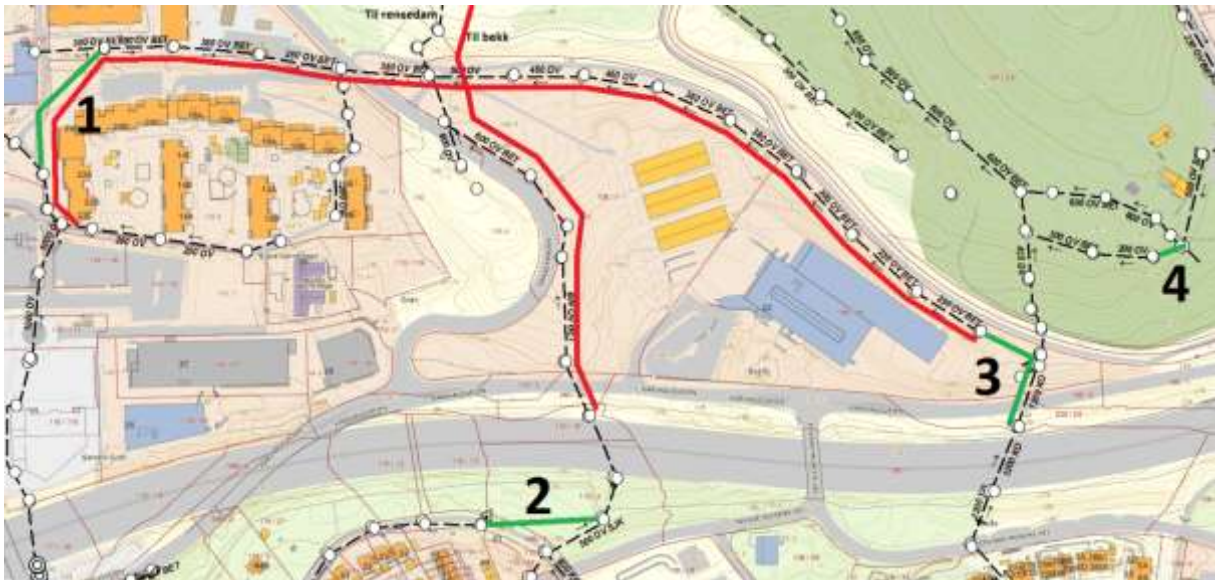


Figur 78: Oversikt over annen teknisk infrastruktur i grunnen i aktuelt område for gjenåpning av bekk. Bildet er hentet fra gravekoordinering.no.

Nye ledninger for å separere overvann og vegvann

For å føre vegvann fra de tre oppsamlingspunktene på E6 fram til rensedammen, må vegvannet og overvannet separeres like nord for E6. Det må derfor legges nye overvannsledninger i tillegg til de eksisterende ledningene i enkelte deler av traseen, og i noen punkter må det legges helt nye traseer for å føre vegvannet frem til rensedammen og overvannet til bekken. Ifølge va-norm.no må ledninger med fall mindre enn 10 ‰ ha dokumentert selvrensing via skjærkraftberegninger for å sikre at ledningene er selvrensende. (*Minimummsfall/selvrensning* 2011).

Figur 79 viser overvannssystemets nye trasè etter at de nye ledningene er lagt. De røde strekene viser hvor det må legges parallelle, nye ledninger i allerede eksisterende trasé. De nummererte punktene ved de grønne strekene viser hvor det er lagt helt nye traseer for å endre på traseen slik at vegvannet blir ført til rensedammen og overvannet til bekken.

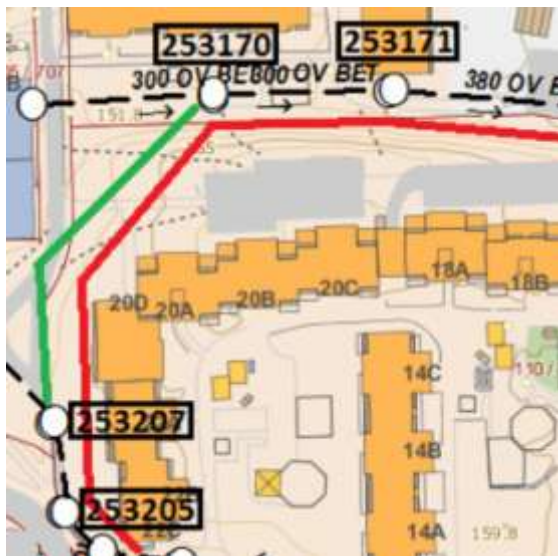


Figur 79: Oversiktsbilde viser traseer der det må legges nye overvannsledninger. De røde linjene viser ledninger som må legges parallellt med eksisterende overvannsledninger og de grønne viser hvor det legges nye traseer.

Det er antatt at det kan legges nye ledninger parallelt med de eksisterende overvannsledningene som allerede ligger i dag (røde ledninger). Der hvor det legges nye traseer (grønne ledninger) er det ikke tatt hensyn til rørdimensjonene som ligger i traseen nedstrøms. Dette medfører at de nye traseene og ledningene oppstrøms kan ha større dimensjon enn røret de kobles på. De nye ledningene (grønn linje) som er forutsatt lagt for løsningen for denne oppgaven er beskrevet med tegning og høydeforhold i avsnittet under. Bakgrunnskart er hentet fra Gemini VA.

Ny overvannsledning i punkt nr. 1

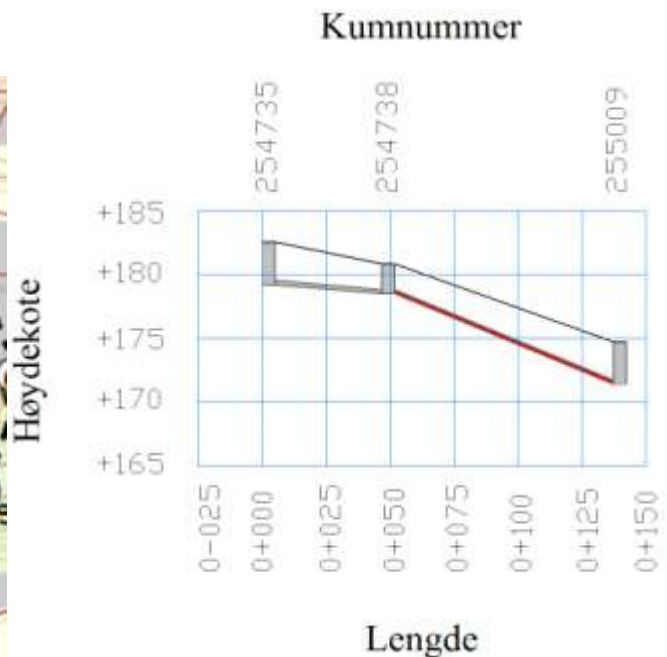
Eksisterende overvannsledning kommer inn ved kum 253205. Her legges det ny trasé for både vegvann og overvann fra kum 253207 til kum 253170. Vegvannet går i eksisterende overvannsrør (svart, stiplet linje) og overvannet følger nye overvannsrør. Figur 80 viser lengdeprofil av den nye ledningen, som har et fall på 10,6 ‰.



Figur 80: Ny overvannsledning i punkt 1 i plan (til venstre) og profil (til høyre).

Ny overvannsledning i punkt nr. 2

Eksisterende overvannssystem fra vestsiden av boligområdet sør for E6 har utløp ved kum 254738 til skråningen over E6. Her legges det ny overvannsledning fra kum 254738 til kum 255009. Kum 255009 ligger i overvannssystemet fra en annen del av boligområdet og overvannet blir separert fra vegvannet nord for E6. Figur 81 viser lengdeprofil for den nye ledningen som har et fall på 86,7 ‰.



Figur 81: Ny overvannsledning i punkt nr. 2 i plan (til venstre) og profil (til høyre).

17 Resultat

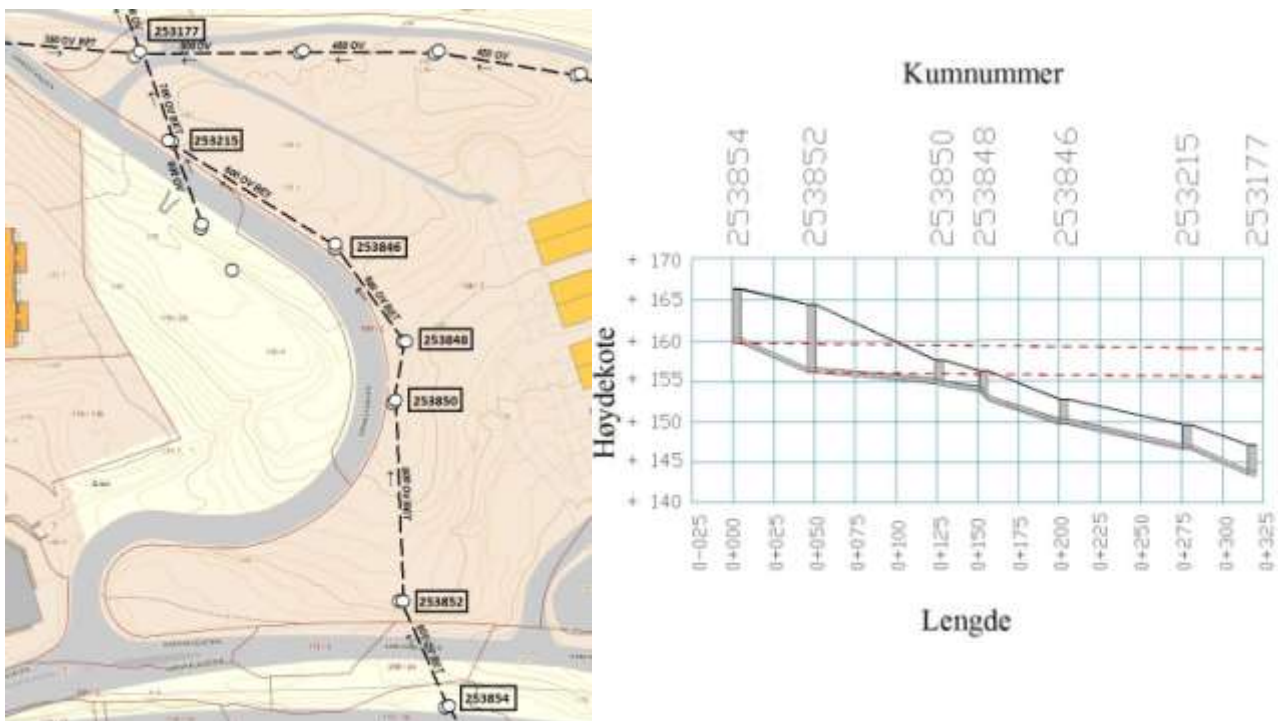
17.1 Åpning av bekk: høyder og aktuelle gjenåpningspunkt

Høydedata om ledninger og kummer er hentet inn fra Gemini VA for å vurdere hvor det er fysisk mulig å få bekken opp i dagen. Dette er vurdert ut ifra å åpne bekken nord for E6.

Figur 84 og 85 viser kart i planet over dagens ledningssystem for Senterbekken og Bakåsbekken med tilhørende kumnummer og lengdeprofil for det samme ledningsstrekket. Terrenget er tegnet opp etter høydene for toppen av kummene, og det er tegnet rette streker mellom topppunktene. Terrenget kan variere i virkeligheten på strekket mellom kummene. For å få bekken opp i dagen kan det enkelte steder være behov for en ny innløpsledning med mindre fall. Den røde stiplede linjen viser en antatt ny overvannsledning for å vise hvor man kan få bekken opp i dagen ut ifra forskjellige kummer og i hvilket punkt bekken da vil kunne hentes ut. Den røde stiplede linjen er lagt med 10 ‰ fall.

Bakåsbekken

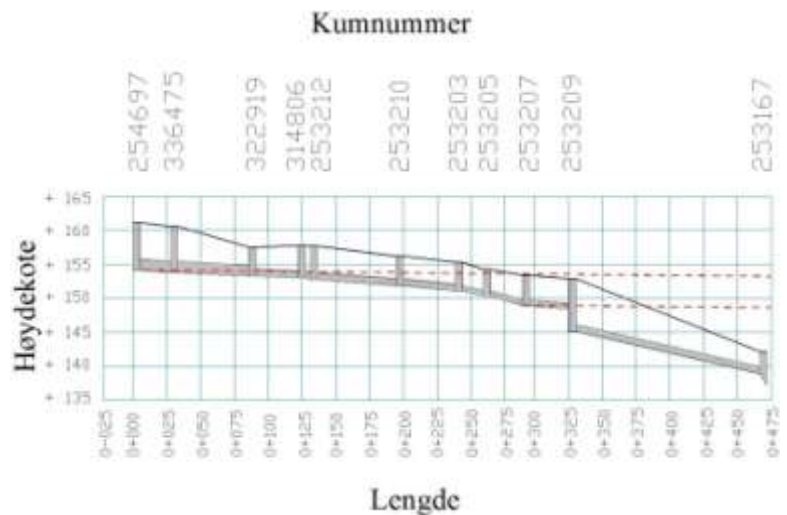
Dersom det legges ny overvannsledning med 10 ‰ fra første kum etter E6, kum nr. 253854, kan bekken hentes ut i skråningen mellom kum 253852 og 253850. Dersom nytt overvannsrør legges fra kummen etter Karihaugveien, kum 253852, kan bekken hentes ut rett i etterkant av kum 253848.



Figur 84: Overvannssystem i Bakåsbekken i plan (til venstre) og profil (til høyre).

Senterbekken

Dersom det legges ny overvannsledning med 10 ‰ fra første kum etter E6, kum nr. 254697, kan bekken hentes ut ved kum nr. 253207 som ligger øst for Furuset senter. Ved å legge nytt overvannsrør fra kum 253207, som ligger lenger ned i traseen kan bekken hentes ut mellom kum 253209 og 253167.



Figur 85: Overvannssystem i Senterbekken i plan (til venstre) og profil (til høyre).

Gransbekken

Det mangler innmålinger for Gransbekken, og dette måles inn per dags dato. Det er derfor ikke gjort en vurdering for hvor Gransbekken kan åpnes, men det er antatt et mulig punkt for åpning etter befaring og informasjon om fallforhold i området i avsnitt 17.2 "Forslag til trasé".

17.2 Forslag til trasé

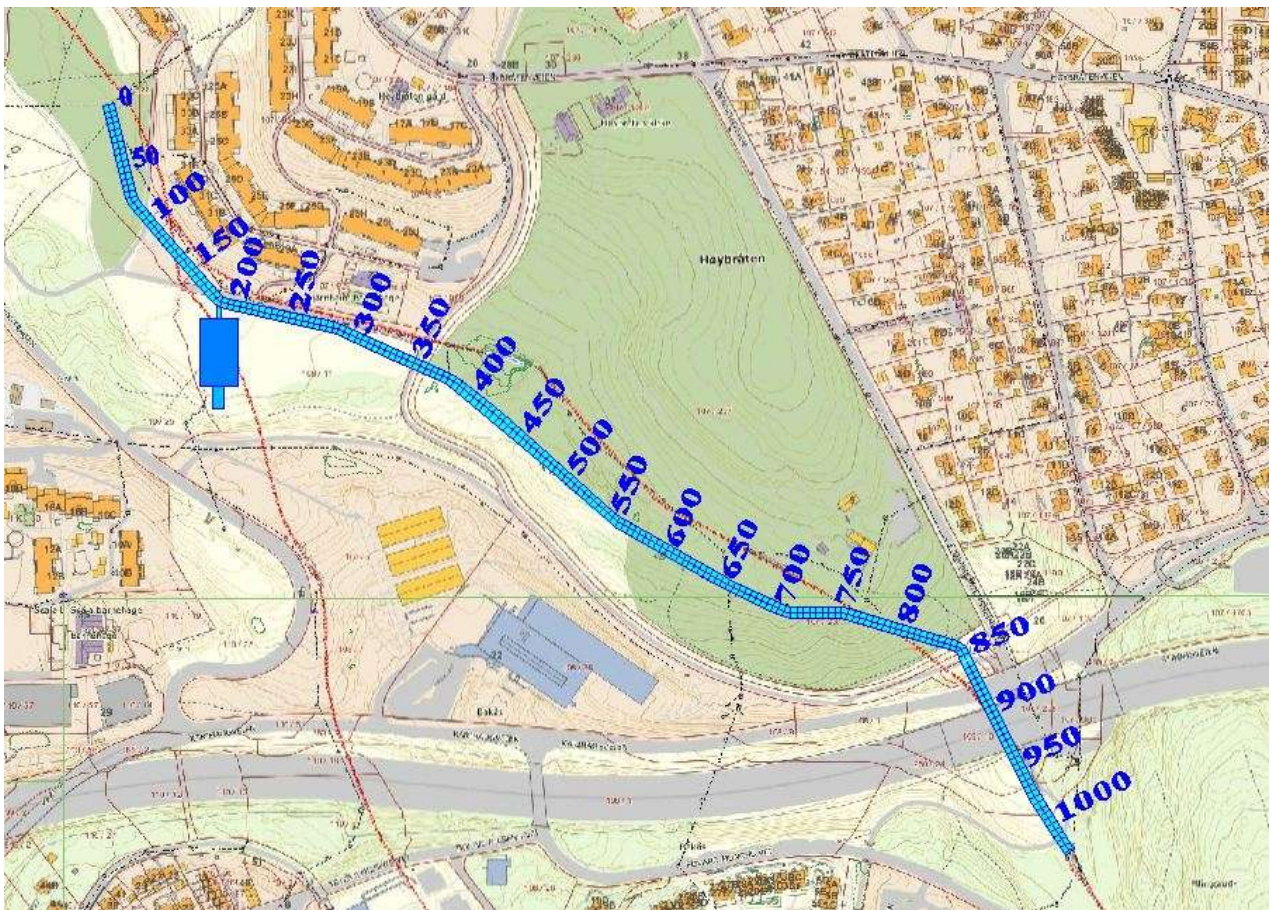
Figurene nedenfor viser forslag til trasé for de gjenåpnede bekkene, i tillegg til enkelte, mer detaljerte bilder med forklaring på hvorfor valgt trasé er tatt. Opptegningen av bekken viser ikke riktig dimensjon for vannmengder og hvordan det vil se ut, men er kun en illustrasjon for å vise bekkenes trasé.

Kartet viser også tenkt plassering av rensedam med forsedimentering og utløp til bekken. Bakgrunnskartene er hentet fra Gemini VA og viser eksisterende overvannsledninger i området, vist med svarte linjer. De røde strekene viser historisk trasé for bekkene.

Bekken er tegnet opp i AutoCAD og er farget i blått, med profilnummer langs hele traséen. Profilnumrene er oppgitt i antall meter og tilsvarende profilnummer kan finnes igjen i lengdeprofilene i 17.3 ”Lengdeprofiler”.

Gransbekken

Figur86 viser den historiske bekketraseen til Gransbekken (rød linje) og forslag til valgt trasé for Gransbekken (blå linje) med profilnummer. Bekken er 1027 meter lang.

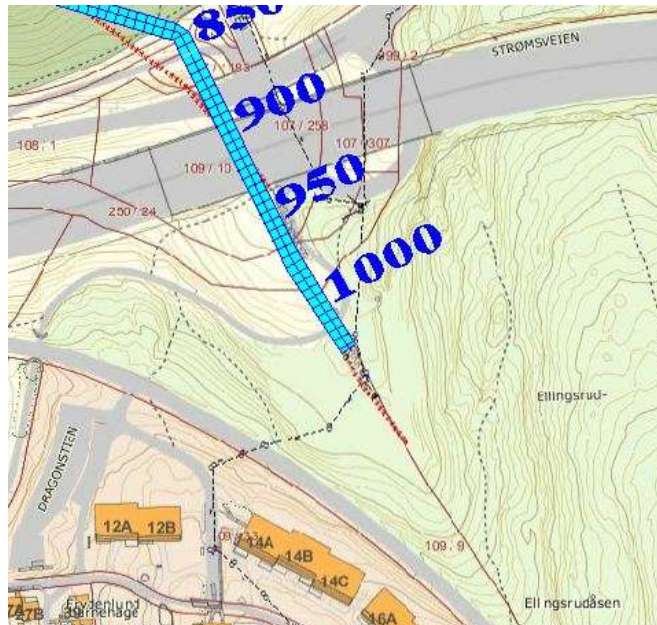


Figur 86: Oversiktsbilde for forslag til trasé for gjenåpning av Gransbekken.

Profilnummer 1000 - 850

Gransbekken foreslås åpnet i skogholtet sør for E6. Overvannsledningen fra boligområdet sør for E6 åpnes her og går inn i bekken. Bekken får i tillegg tilrenning fra skogholtet. Det ligger i

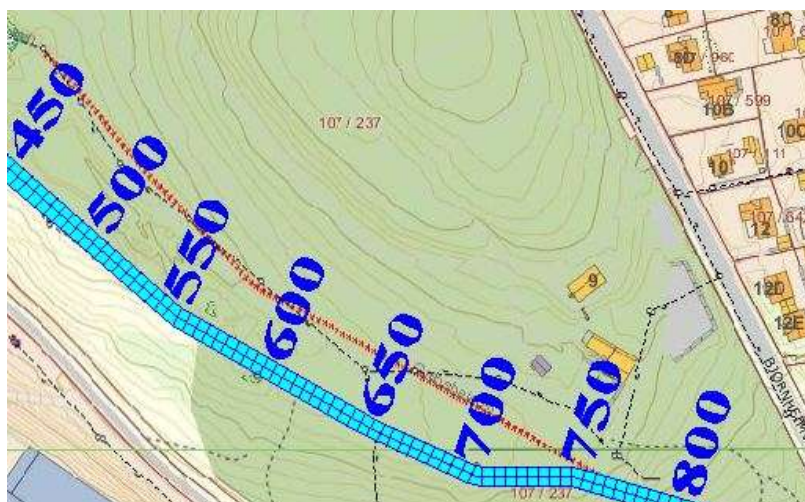
dag et bekkeinntak her. Bekken krysser gang- og sykkelvegen og følger deretter fortauet og bilvegen som går under E6. Bekken krysser da en ny gang- og sykkelveg. Ved krysning må det anlegges bro over bekken.



Figur 87: Forslag til trasé for Gransbekken, profilnummer 850-1000.

Profilnummer 450 – 800

Bekken åpnes deretter over den bratte delen sør på Høybråten kirkegård. Gravplassene dreneres til overvannsledningen som man ser på bildet, og ligger dypt i terrenget. Langs denne overvannsledningen går det også en gangsti. Dette overvannssystemet må beholdes for å opprettholde drenering av kirkegården. Bekken foreslås derfor åpnet sør om denne traseen etter ønske fra Gravferdsetaten i Oslo. Her ligger det også en vannledning. Åpning av bekken i denne traseen gir en naturlig trasé da det her er et bunnpunkt i terrenget, og det ligger også en overvannsledning her. Denne overvannsledningen fjernes og bekken følger i stedet overvannssystemets trasé.



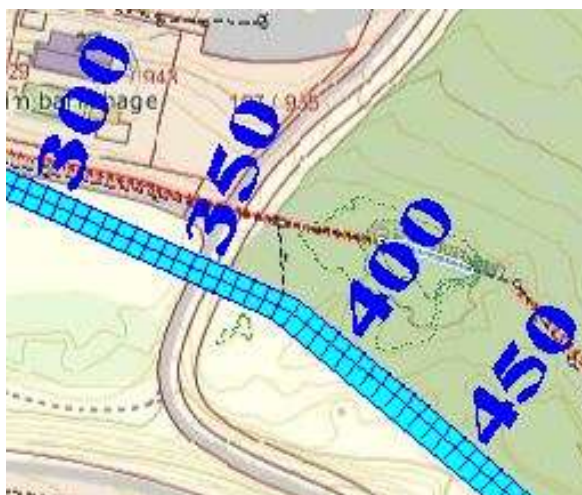
Figur 88: Forslag til trasé for Gransbekken, profilnummer 450-800.

Åpning av bekken her vil gi Høybråten kirkegård større område til gravplasser, da de ikke kan grave nærmere enn 10 meter fra vannledningen (Moe 2013). Ved å åpne bekken her i stedet for langs gangvegen frigjøres denne plassen til gravplasser, og området rundt vannledningen hvor det ikke kan graves blir brukt til å føre bekken i dagen.

Profilnummer 300 - 450

Ved enden av kirkegården er den eneste delen av Gransbekken som i dag ligger åpen (ved profilnummer 400). Bekken ligger dypt i terrenget, og dreneringssystemet fra kirkegården har utløp til bekken på ca. 3,5 meters dybde. For at bekken ikke skal måtte ligge så dypt videre i traseen, er bekken derfor lagt utenom den åpne delen og krysser gangvegen og fortsetter deretter på sørsiden av gangvegen, hvor det er mye grøntareal.

Overvannsledningen ut ifra den allerede åpne bekken må bli liggende for å føre dreinsvann fra kirkegården videre.



Figur 89: Forslag til trasé for Gransbekken, profilnummer 300-450.

Profilnummer 100 – 250

Bekken følger her sørsiden av gangstien, før den krysser gangstien to ganger nedenfor boligene. Rett før bekken krysser gangstien kommer påslippet fra rensedammen på bekken.



Figur 90: Forslag til trasé for Gransbekken, profilnummer 100-250.

Profilnummer 0 - 50

Bekken fortsetter nedenfor boligene og går ved profilnummer 0 igjen inn i overvannssystemet som følger Granstangen ned til nedstrøms punkt i denne oppgaven.

Grunnen for å føre bekken i rør igjen her er at det er litt dårlig fall for å føre bekken opp og rundt Gransletta barnehage. Det er i tillegg lite plass mellom Gransletta barnehage og Gransdalen bo- og behandlingssenter (nr. 27A/B/C, 31 og 33 A/B) som ligger nord for Gransletta barnehage. Her vil det også kunne gå mye vann i bekken, slik at bekkens utforming krever mye plass. Gransdalen bo- og behandlingssenter krever i tillegg mulighet for utrykningskjøretøy til å komme inn på plassen mellom bygningene, og innkjøring er per i dag der hvor bekken eventuelt måtte åpnes.

Granstangen er en gjennomkjøringsveg uten fortau, og det anses som uhensiktsmessig og åpne bekken her da den vil ta stor plass i tillegg til at det ser ut som et område hvor det ikke vil være spesielt mye folk som oppholder seg.

De to bygningene som er skissert i tegningen er Granstangen skole som holder på å bygges nå. Overvannsledningen der hvor bekken går inn i rør igjen som ville gått under skolen, er flyttet. Det er usikkert hvor denne ligger nå.

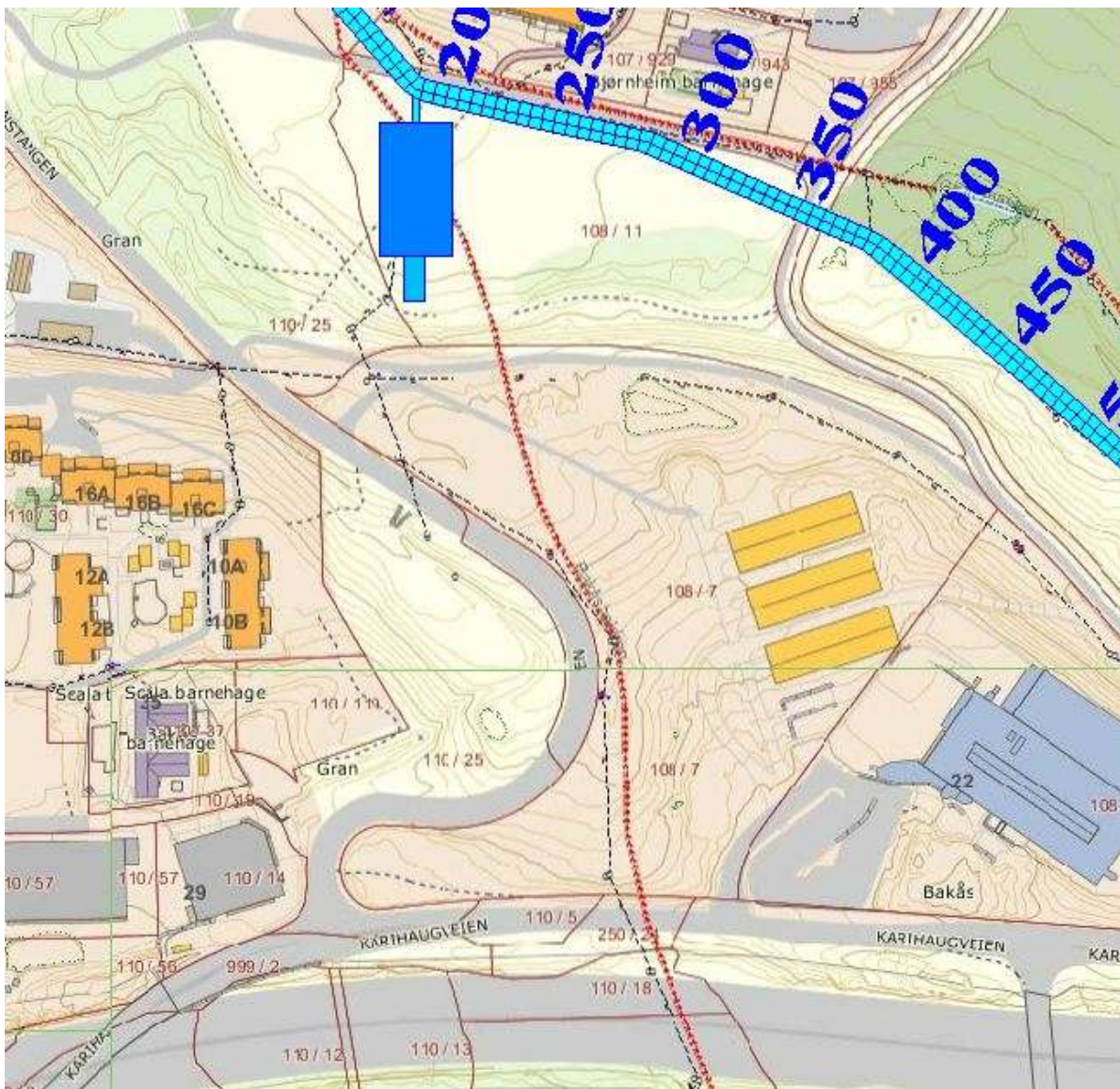
Et annet alternativ kan være å legge bekken mellom Gransletta barnehage og Granstangen skole, men området er under utbygging og det er usikkert på nåværende tidspunkt å si noe om en eventuell trasé her etter det som ble observert på befaring.



Figur 91. Forslag til trasé for Gransbekken, profilnummer 0-50.

Bakåsbekken

Figur 92 viser den historiske bekketraseen for Bakåsbekken (rød linje).



Figur 92: Historisk bekketrase for Bakåsbekken.

Det er mulig å gjenåpne Bakåsbekken i starten av svingen i Granstangen, som vist i avsnitt 17.1 "Åpning av bekk: høyder og aktuelle gjenåpningspunkt". Allikevel er det i denne oppgaven foreslått at Gransbekken ikke åpnes, og at den går inn på den åpne Gransbekken som et grenrør, til høyre for rensedammen tegnet inn i figur 92.

Ved åpning av bekken fra et av de aktuelle gjenåpningspunktene vil bekken gå i dagen på en strekning på ca. 130 meter fra svingen og ned til gangvegen. Etter gangstien er det en bratt skråning ned mot friområdet, med et fall på ca. 170 ‰ (Norgeskart 2013). Området er i tillegg gjengrodd og den bratte skråningen ser ut til å være et lite attraktivt område å bevege seg i. I friområdet ligger i tillegg den foreslåtte rensedammen, med utløpet til bekken. I følge

SOSI¹⁸-fil fra VAV for området er det i tillegg prosjektert og godkjent etter Plan- og bygningsloven (PBL) en bygning langs den historiske bekketraseen og noen deler av bygget ligger over dagens ledningstrase (Vist i vedlegg M). Det ser ut som dette gjør at det blir svært lite plass til bekkeåpning i mellom bygget og Granstangen veg, og også eventuelt inntil bygget. Bakgrunnen for valget er derfor er at bekken kun vil kunne åpnes i et kort strekk før den bratte skråningen som virker utilgjengelig for ferdsel. Rensedammen tar mye av arealet til friområdet og en bekkeåpning i tillegg vil gjøre at det blir lite areal igjen til andre formål, blant annet en fotballbane som ligger i området. Ved at rensedammen ligger i området er det i tillegg allerede etablert en blå lunge.

¹⁸ SOSI: Samordnet Opplegg for Stedfestet Informasjon. Dataformat utviklet av Statens kartverk for utveksling av digitale kartdata

Senterbekken

Figur 93 viser den gamle bekketraseen for Senterbekken (rød linje) og den foreslåtte traseen for en gjenåpning av Senterbekken (blå linje) med tilhørende profilnummer. Bekken er 410 meter lang.

Senterbekken foreslås åpnet nord for Furuset senter. Bekken følger gangstien mellom boligene og kommer til slutt frem til Verdensparken. Her følger traseen øst for gangstien og går til slutt ned til nedstrømspunkt i denne oppgaven og inn igjen på overvannsnettet hvor også Gransbekken går kommet på.

Bekken er valgt å gå ned til dette punktet siden dette er valgt til nedstrøms punkt i oppgaven, men det kan også være hensiktsmessig å føre bekken videre langs gangstien og slippe den på overvannsnettet lenger nede.

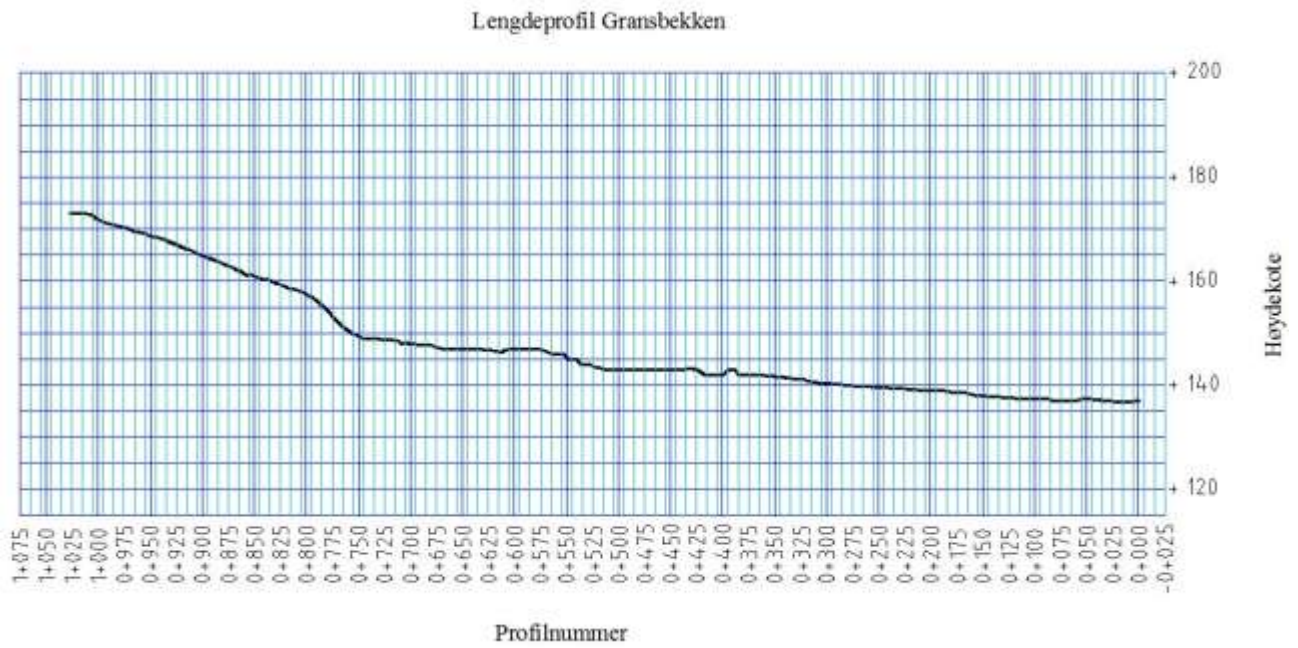


Figur 93: Forslag til trasé for Senterbekken, profilnummer 0-410.

17.3 Lengdeprofiler

Figur 94 og 95 viser lengdeprofilene for de opptegnede traseene i 17.2 "Forslag til trasé". Lengdeprofilene er hentet ut fra Novapoint¹⁹, ved hjelp av terrengmodell fra VAV.

Gransbekken

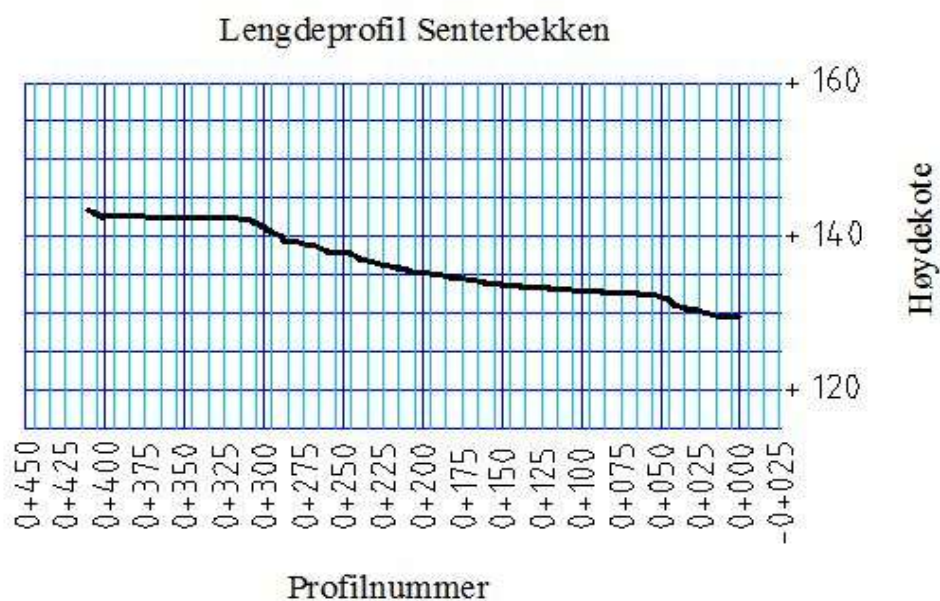


Figur 94: Lengdeprofil for Gransbekken.

Gransbekken har et totalt gjennomsnittlig lengdefall over hele strekket på 35,1 %. Bekken er brattest fra starten ved innløpet og ned over starten av Høybråten kirkegård (profilnummer 750-1027), og får deretter et slakere, jevnt fall. Noen deler av traseen har lite fall og enkelte terrengopphøyninger, så det må gjøres terrengtilpasninger for å få til et fall på hele strekket.

¹⁹ Novapoint: Profesjonelt dataverktøy for prosjektering av infrastruktur- og samferdsel.

Senterbekken



Figur 95: Lengdeprofil av Senterbekken.

Senterbekken har et totalt gjennomsnittlig lengdefall på 33,6 %. Bekken har slakt fall i begynnelsen, og deretter større fall langs resten av traseen. Det må gjøres enkelte terrengtilpasninger for å sikre nok fall i starten av traseen.

17.3.1 Fallforhold i beregnede punkter for vannføring

I Modul 2 er det gjort simuleringer for vannføring i de åpne bekkene under ulike nedbørssituasjoner. Det er sett på 5 utvalgte punkter langs bekketraseen der vannføringen har fått betydelige påslipp, for å se hvordan vannmengden vil øke nedover langs bekketraseen.

Tabell 26 viser fallforhold i de 5 punktene. Helningen på bekken er beregnet med formel 22.

Tabell 26: Fallforhold i beregnede punkter for vannføring.

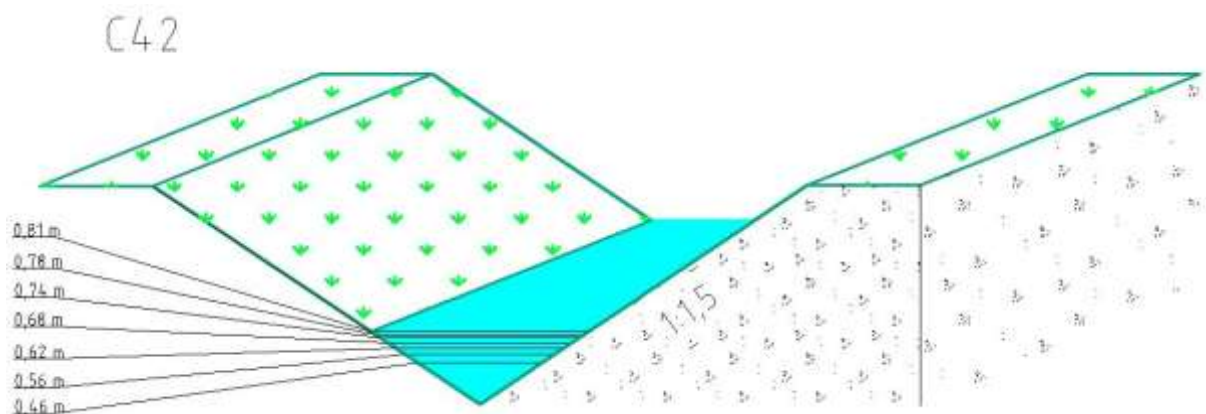
Ledning	Profilnummer	Høyde topp (m)	Høyde bunn (m)	Lengde (m)	Helning (‰)
C42	750 – 830	159,65	149,41	80	128,0
C55	425 – 550	145,20	142,89	125	18,5
C79	190 – 220	139,21	138,95	30	8,7
C81	0 – 70	137,00	136,93	70	1,1
C102	90 - 160	133,74	132,60	70	16,3

17.4 Dimensjonering av bekketverrsnitt

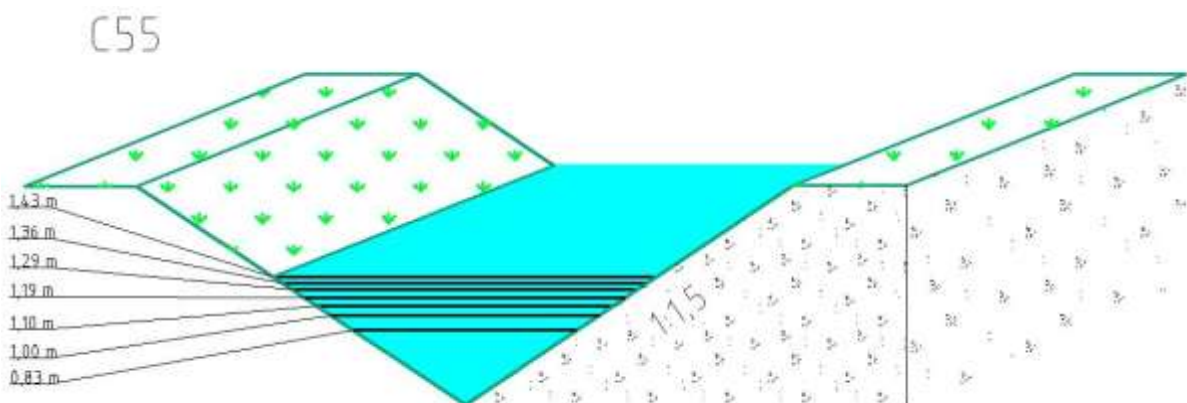
Bekkene er utformet med sidekant 1:1,5 og figurene nedenfor viser bekketverrsnittene i de ulike punktene der det er simulert vannføring. Alle bekkene er tegnet i samme dimensjon, slik at man kan se forskjell i vannføring i de forskjellige delene av bekken. Høydene som markerer de ulike horisontale strekene i bekketverrsnittet viser hvor høyt vannet vil stå i bekken for fra den minste verdien 2-årsregn, og deretter 5-årsregn, 10-årsregn, 20-årsregn, 50-årsregn, 100-årsregn og den øverste streken for 200-årsregn, ved de nedbørsintensitetene som er beregnet for i denne oppgaven.

Bekketverrsnittene viser ikke hvordan fallet er i traseen, men viser bare hvilken størrelse som bekken må ha ved det fallet som er beregnet i forrige avsnitt. Unntaksvis er det for C81 ikke brukt det beregnede fallet i ledningen, men 5 %.

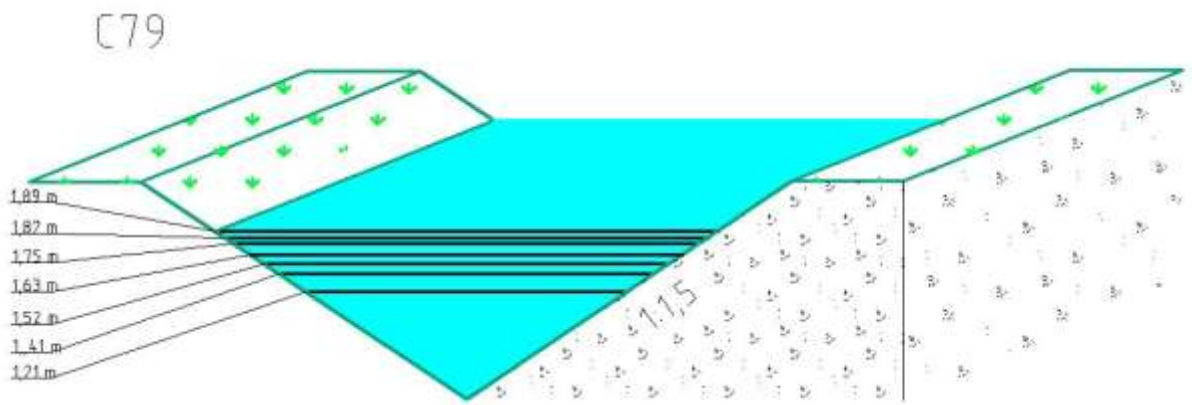
Gransbekken



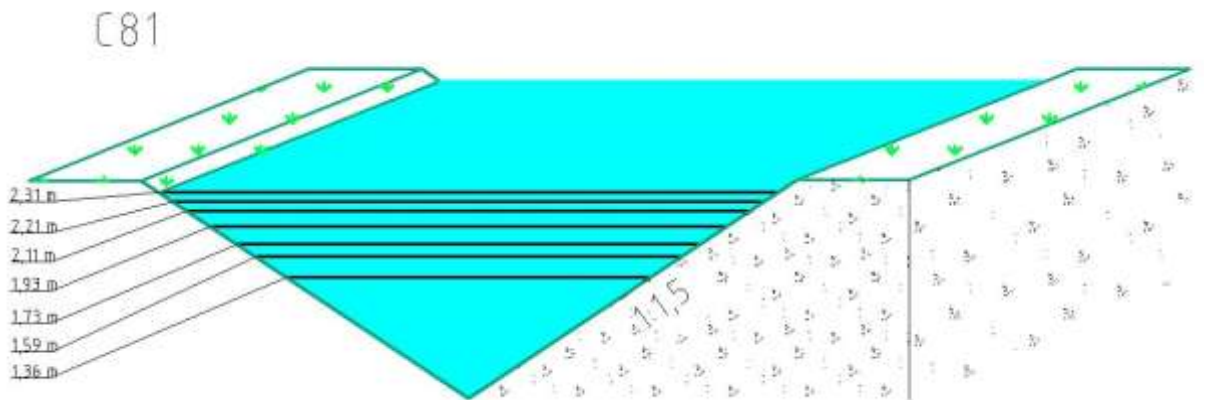
Figur 96: Høyder for vannføring ved ulike gjentaksintervall i punkt C42.



Figur 97: Høyder for vannføring ved ulike gjentaksintervall i punkt C55.

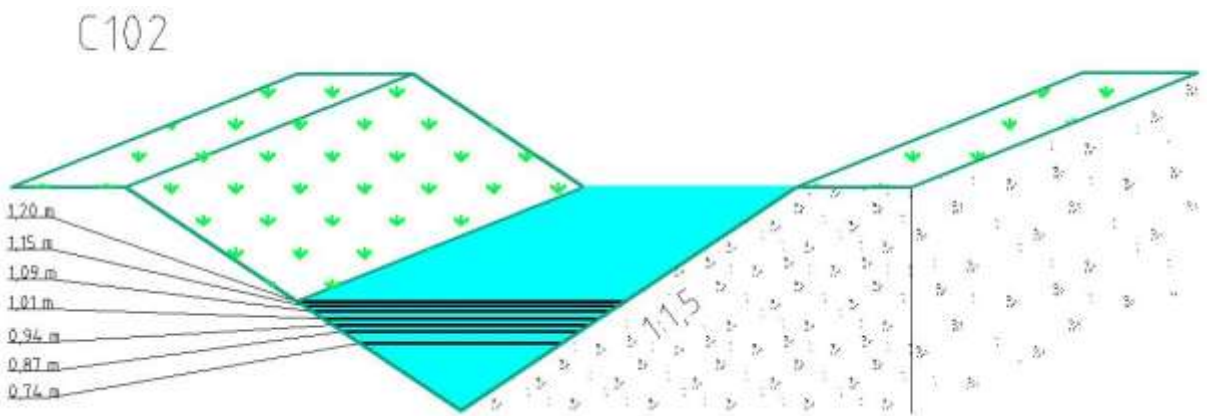


Figur 98: Høyder for vannføring ved ulike gjentaksintervall i punkt C79.



Figur 99: Høyder for vannføring ved ulike gjentaksintervall i punkt C81.

Senterbekken



Figur 100: Høyder for vannføring ved ulike gjentaksintervall i punkt C102.

17.4.1 Beregning av overflatebredde ved ulike høyder

Tabell 27-31 viser hvilken overflatebredde bekken vil få for de ulike gjentakintervallene i de ulike punktene dersom bekken dimensjoneres ved en triangulær form med sidekanter 1:1,5 og ved de fallforhold som er beregnet for.

Punkter langs Gransbekken

Tabell 27: Overflatebredde på bekken ved ulike gjentakintervall i punkt C42.

Gjentaksintervall	Høyde [m]	Overflatebredde [m]
2-årsregn	0,46	1,37
5-årsregn	0,56	1,69
10-årsregn	0,62	1,87
20-årsregn	0,68	2,03
50-årsregn	0,74	2,21
100-årsregn	0,78	2,33
200-årsregn	0,81	2,44

Tabell 28: Overflatebredde på bekken ved ulike gjentakintervall i punkt C55.

Gjentaksintervall	Høyde [m]	Overflatebredde [m]
2-årsregn	0,83	2,50
5-årsregn	1,00	3,00
10-årsregn	1,10	3,29
20-årsregn	1,19	3,56
50-årsregn	1,29	3,86
100-årsregn	1,36	4,08
200-årsregn	1,43	4,28

Tabell 29: Overflatebredde på bekken ved ulike gjentakintervall i punkt C79.

Gjentaksintervall	Høyde [m]	Overflatebredde [m]
2-årsregn	1,21	3,63
5-årsregn	1,41	4,23
10-årsregn	1,52	4,56
20-årsregn	1,63	4,89
50-årsregn	1,75	5,25
100-årsregn	1,82	5,46
200-årsregn	1,89	5,67

Tabell 30: Overflatebredde på bekken ved ulike gjentaksintervall i punkt C81.

Gjentaksintervall	Høyde [m]	Overflatebredde [m]
2-årsregn	1,36	4,08
5-årsregn	1,59	4,78
10-årsregn	1,73	5,20
20-årsregn	1,93	5,80
50-årsregn	2,11	6,32
100-årsregn	2,21	6,64
200-årsregn	2,31	6,94

Punkt i Senterbekken

Tabell 31: Overflatebredde på bekken ved ulike gjentaksintervall i punkt C102.

Gjentaksintervall	Høyde [m]	Overflatebredde [m]
2-årsregn	0,74	2,21
5-årsregn	0,87	2,60
10-årsregn	0,94	2,83
20-årsregn	1,01	3,03
50-årsregn	1,09	3,27
100-årsregn	1,15	3,44
200-årsregn	1,20	3,60

18 Diskusjon

18.1 Vurdering av metode og forutsetninger

Bekkens form i denne oppgaven har blitt valgt til å være triangulær. Bakgrunnen for valget var at det skulle simuleres vannføring for flere ulike gjentakintervall, og ved en triangulær form på bekken vil friksjonstapet forandre seg i takt med minkende eller økende vannføring, fordi den hydrauliske radiusen endres i takt med endret vannføring. Hadde vi valgt simulering med rektangulært tverrsnitt ville vi fått stort friksjonstap for lave vannføringer relativt til økende vannføringer.

Mannings tall er satt til 25. For naturlig bekk og elv anbefaler verdier mellom 5 og 40 (Statens vegvesen 2011). Mannings tall vil være bestemt av bekkens utforming og det er vanskelig å vite hva den virkelige verdien vil bli før bekkens utforming er bestemt. Vannføringen (Q) er hentet fra simuleringene i SWMM i Modul 2 og gjort med Mannings tall på 40. Mannings tall vil påvirke vannføringen i bekken, og dermed høyden av bekken. Eksempelvis vil Senterbekkens dybde minke med 19 % når Mannings tall er satt til 40 og øke med 36 % når Mannings tall er satt til 10. Dette gjelder for 200 års gjentakintervall med Mannings tall på 25, som er beregnet for i denne oppgaven.

Som en forutsetning for å separere vegvann og overvann er det forutsatt at det er lagt enkelte nye overvannsledninger. Vist i figur 79 er de røde strekene traseer der det skal legges nye overvannsrør parallelt med de eksisterende rørene. De grønne strekene viser hvor traseene endres ved å legge nye rør.

For de parallelle, nye ledningene (røde streker) er det antatt at det er nok plass ved siden av eksisterende, og at de også vil ha tilstrekkelig helning. Det er mulig at legging av nye rør vil være vil være vanskelig å gjennomføre i praksis. For Bakåsbekken er det blant annet antatt at vegvannet separeres fra kummen mellom E6 og Karihaugveien. Dette vil i så fall føre til et omfattende arbeid med oppgraving av Karihaugveien. I tillegg må hele strekket med eksisterende overvannsledninger graves opp for å legge de nye ledningene.

De endrede traseene (grønne streker) er lagt med utgangspunkt i eksisterende kummer og høyder for eksisterende ledninger som er tilkoblet disse. Alle nye ledninger unntatt én har fall over 10 ‰. Ledningen som ikke oppfyller kravet om minimum 10 ‰ har en helning på 7,3 ‰. Det har ikke blitt gjort skjærkraftberegninger for denne ledningen og selvreising er dermed ikke dokumentert. Området for de nye ledningene er ikke undersøkt med tanke på grunnforhold og terreng mellom kummene, og kan derfor være vanskelig å gjennomføre i praksis.

Det er ikke tatt hensyn til rørdimensjonene for ledningene som ligger i traseen nedstrøms for alle omleggingene. Det er mulig at omleggingen går fra et rør med større dimensjon til et rør som har mindre dimensjon. Det kan derfor være nødvendig å oppdimensjonere ledningssystemet nedstrøms som en følge av omleggingen for å sikre tilstrekkelig kapasitet.

18.2 Vurdering av resultat

Gjenåpningspunkt

Ved vurdering av mulige gjenåpningspunkter er det vist hvor bekkene kan hentes ut dersom man legger en ny, slakere overvannsledning med 10 ‰ fall.

For Senterbekken er det vurdert to punkter hvor man kan starte å hente ut bekken fra. Grunnen til at disse to punktene er valgt å se på er fordi at selv om uthentingskummene ligger ca. 290 meter fra hverandre, blir ikke de mulige gjenåpningspunktene mer enn 90 meter fra hverandre. Dette skjer fordi traseen er relativt bratt på slutten. Å hente ut bekken fra det nederste av de viste punktene vil medføre langt mindre oppgravingsarbeid enn det øverste punktet.

Bakåsbekken har en relativ jevn helning fra første kum nord for E6. For de ulike gjenåpningspunktene som er valgt å se på er forskjellen i avstanden ca. 50 meter både for opphentingskummene og gjenåpningspunktene. Opphenting fra den øverste kummen vil imidlertid føre til oppgraving av Karihaugveien.

Ansvarshaver for bekkeåpning må avgjøre hva som er viktigst av å åpne mest mulig av Bakåsbekken og Senterbekken og de tekniske utfordringene som vil følge av en åpning i ulike punkter.

For begge bekkenes uthentingspunkt er det mulig å legge ny overvannsledning med mindre fall enn det anbefalte minimumsfallet på 10 ‰ (*Minimummsfall/selvrensning* 2011). Dette vil i så fall føre til at bekkene kan åpnes i et tidligere punkt. Terrenget i lengdeprofilene er tegnet opp etter høydene for toppen av kummene, og det er tegnet rette streker mellom punktene. Det er derfor ikke tatt hensyn til terrengvariasjoner og dette kan medføre at bekkene kan åpnes i punkter lenger ned eller opp i traseen.

For Gransbekken foreligger det foreløpig ingen innmålinger for hvor dypt overvannssystemet ligger i bakken. Åpningen av Gransbekken er valgt ut i fra topografi og antagelser om overvannsrøret som kommer fra boligområdet sør for E6 ned til åpningspunktet. Skulle det vise seg at det ikke er mulig å åpne Gransbekken i det valgte punktet er det mest sannsynlig mulig å få åpnet Gransbekken lengre ned i traseen mot Høybråten kirkegård da det er god helning i området.

Valg av trasé

Valg av trasé for de gjenåpnede bekkene er beskrevet i forbindelse med bildene i avsnitt 17.2 ”Forslag til trasé”. Det er tatt utgangspunkt i de historiske bekketraseene, men gjort traseendringer der det er uhensiktsmessig eller ikke mulig å gjenåpne bekkene i samme trasé, eller der andre hensyn er tatt. For Gransbekken ligger det en usikkerhet i gjenåpningspunktet som nevnt tidligere på grunn av manglende innmålinger for overvannssystemet. Det ligger også en usikkerhet i endepunktet for den gjenåpnede traseen i forhold til hvor den nye

overvannsledningen som lå under Gransdalen skole er flyttet og hvordan området ser ut når det er ferdigstilt.

Hensynene som er tatt ved valg av trasé er basert på tilfeldige opplysninger som er anskaffet i løpet av prosessen, blant annet møte med Sturla Moe fra Gravferdsetaten og deres ønsker for en bekkeåpning. Det er mulig at det finnes andre slike hensyn som bør tas i forbindelse med bekkeåpningen. Det er ikke tatt hensyn til reguleringsplanens avsatte plass for bekkeåpning da denne ikke er vedtatt enda. Det kan også oppstå konflikter med eksisterende infrastruktur, som ikke er tatt med i betraktningen for denne oppgaven. Dette er faktorer som kan påvirke valg av trasé.

Valg av trasé er gjort ut ifra våre antagelser om den mest hensiktsmessige traseen, med utgangspunkt i ønsker fra VAV. Valg av endelig trasé vil bli gjort med utgangspunkt i alle de faktorene som er nevnt som vil være avgjørende for den endelige traseen.

For Bakåsbekken er det valgt å holde bekken lukket, og at overvannsledningen for Bakåsbekken slippes på Gransbekken som er vurdert åpnet. Det er imidlertid mulig å gjenåpne Bakåsbekken med hensyn på fallforhold. En mulig åpning av Bakåsbekken må avgjøres av ansvarshavende for gjennomføring, og valget vil avhenge av hvilke faktorer som legges til grunn og hvilke som har størst betydning. For Bakåsbekken vil det bli en prioritering mellom å åpne mest mulig av bekken, synet på muligheten for å gjøre skråningen ned til friområdet tilgjengelig og dersom rensedammen blir anlagt hvor mye av friområdet man ønsker å bruke i tillegg til rensedammen.

Fallforhold

Det er beregnet fallforhold for de samme ledningstrekkene som det er beregnet vannføring for i Modul 2. Det beregnede fallet er brukt videre for dimensjonering av bekketverrsnitt. Lengden og høyden for hvert punkt er hentet fra lengdeprofilene vist i avsnitt 17.3 ”Lengdeprofiler”. Vannføringen fra simuleringen i SWMM er imidlertid beregnet i forhold til fallet på ledningen i SWMM, som igjen er basert på terrengkoter fra Gemini VA. Dette kan føre til en usikkerhet i beregnet fall brukt for dimensjonering av bekketverrsnitt i forhold til det fallet vannføringen er beregnet for i SWMM.

Bekken bør ha et minimumsfall på 5 ‰ fall, derfor er det valgt å bruke denne helningen for ledning C81, som egentlig har et fall på 1,1 ‰. For å oppnå høyere fall på dette strekket på det hentes ut fall lenger opp i bekken. Dette vil påvirke helningen lenger opp i traseen, og fallet i de andre punktene kan da forandre seg.

Utforming bekketverrsnitt

De dimensjonerte bekketverrsnittene viser hvilken høyde- og breddeforhold bekken vil ha for ulike gjentaksintervall, og er illustrert i avsnitt 17.4 ”Dimensjonering av bekketverrsnitt”. Illustrasjonene viser hvordan vannstanden vil øke med økende gjentaksintervall, og nedover

langs traseen for bekken. Illustrasjonene kan likevel gi en feiloppfatning av hvordan bekken vil se ut siden bekketverrsnittet ikke er tegnet opp med fall.

Dimensjonene på bekken vil påvirkes av vannføringen i bekken, og på grunn av usikkerhet i SWMM-modellen beskrevet i Modul 2, ligger det også en usikkerhet i hvilken størrelse bekken vil få. I tillegg påvirkes vannføring og høyde av Mannings tall og fallforhold.

18.2.1 Generelt om resultatene

Som beskrevet i teoridelen for Modul 3, er det flere ulike faktorer som må tas hensyn til ved en bekkeåpning. Dette omfatter alt fra utforming av bekkens form i plan og profil, erosjonssikring, hastighet og tilrettelegging av biologisk mangfold.

Å gjenåpne en bekk består av mange ulike prosesser som påvirker hverandre, og som må gjøres i riktig rekkefølge. For eksempel vil valg av hovedtrasé gjøres ut ifra initiativtakers ønsker, hvilket område som er tilgjengelig for bekkeåpning og hensyn til ulike involverte parter langs traseen. Bekkens form i planet vil påvirke hastigheten i ulike deler av traseen, som igjen avgjør om og hvilke erosjonssikrende tiltak som må gjøres. Utforming av bekken som naturlig eller kanalisert avgjøres av tilgjengelig plass, som igjen påvirker ruheten i bekken, og bekkens terrenginngrep (dybde/bredde).

I denne oppgaven er det lagt en rettlinjert trasé uten meanderende form, dammer og terskler. Bekketverrsnittet er beregnet med en triangulær form og for fallforholdene i den rettlinjede traseen. Basert på betraktninger rundt forhold som må tas hensyn til ved bekkeåpning fra teoridelen av modulen, vil bekken med stor sannsynlighet ikke utformes på denne måten ved en faktisk gjenåpning. Det er anbefalt å legge bekken meanderende for å gjenskape en naturlig bekk, noe som vil resultere i lengre trasé og endrede fallforhold. En måte å jevne ut fallet vil være å anlegge terskler. Bekken bør i tillegg utformes med djupål for å sikre vann i bekken ved lav vannføring, og i tillegg en utforming som kontrollert fører flomvannet videre ved et bredere tverrsnitt over djupålen. Vegetasjonssoner og steinsetting bør etableres for å ivareta biologisk mangfold, og dette påvirker ruheten i bekken. Ved en slik utforming av bekken vil forutsetningene brukt i denne oppgaven endre seg, og form, bredde og fallforhold vil variere langs traseen. Resultatene fra denne modulen er derfor kun gjeldende for de gitte forutsetninger og det er lite sannsynlig at resultatene vil bli gjeldende når bekken skal gjenåpnes.

19 Konklusjon

Konklusjonen presentert nedenfor er kun gjeldende for analyseområdet og de forutsetninger som er satt for beregningene. På grunn av usikkerhet i forutsetninger og i modelleringen, nevnt i diskusjonskapitlene, kan det ikke gis generelle svar på problemstillingene.

Nedenfor presenteres konklusjonene fra oppgaven:

- Vannføringen i bekkene ble for Gransbekken for det øverste beregnede punktet i traseen 930 l/s for 2 års gjentakintervall og 4325 l/s for 200-års gjentakintervall. For det nederste beregnede punktet i bekken hvor alle påslipp fra boligområder og rensedam er medberegnet, ble vannføringen 3596 l/s for 2 års gjentakintervall og 13 835 l/s for 200 års gjentakintervall. For Senterbekken ble vannføringen 1176 l/s for 2-års gjentakintervall og 4329 l/s for 200 års gjentakintervall. Beregnede verdier for de mellomliggende gjentakintervall lå i intervallet for de oppgitte resultatene.
- Eksisterende overvannsnett har ikke god nok kapasitet med hensyn på å unngå oppstuvnings- og oversvømmelsessituasjoner. Antall oppstuvninger var 41 for 2-årsregn og opptil 58 for 200-årsregn. Antall oversvømmelser var 18 for 2-årsregn og 26 for 200-årsregn.
- Vegvann fra E6 er påkoblet bekkenes eksisterende overvannssystem. Dette vannet vil derfor gå i dagen når bekkene åpnes. Siden vegvannet er beregnet til å være svært forurenset anbefales det rensing og at vegvannet separeres fra overvannet. Rensegraden er valgt til å være 70 % basert på Fylkesmannen i Oslo og Akershus sin veiledende maksimale konsentrasjonsgrense.
- Renseløsningen som anses som mest hensiktsmessig er vått overvannsbasseng med et permanent tørrværsvolum og et fordrøyningsvolum. Tørrværsvolumet ble beregnet til 1197 m³ og fordrøyningsvolumet ble 1655 m³. Det er anbefalt å plassere et forsedimenteringskammer i forkant av bassenget. Et vått overvannsbasseng vil fungere under vinterforhold og det finnes gode erfaringer ved bruk av vått overvannsbasseng i Norge som viser til tilfredsstillende renseseffekter.
- Senterbekken og Bakåsbekken kan gjenåpnes nord for E6. Det er usikkert hvor Gransbekken kan åpnes da det ikke finnes innmålinger for overvannssystemet i området.
- Det ansees hensiktsmessig å gjenåpne Gransbekken og Senterbekken. For Bakåsbekken ansees det som et bedre alternativ å beholde bekken i rør og heller anlegge rensedammen for vegvann i området for aktuell bekkeåpning.

- Gransbekkens trasé er foreslått åpnet sør for E6 i et skogholt og traseen fortsetter inn over Høybråten kirkegård, videre langs et friområde og går inn i en kulvert ved Granstangen skole. Traseen ble 1027 meter lang. Senterbekken foreslås åpnet nord for Furuset senter og fortsetter langs en gangsti før traseen går øst for gangstien ved Verdensparken. Senterbekken går til slutt inn igjen i kulvert i nedstrøms punkt for analyseområdet. Traseen ble 410 meter lang.
- Bekketverrsnittene er beregnet for 4 punkt langs Gransbekken og 1 punkt langs Senterbekken. For triangulær bekk med sidekant 1:1,5 varierer bredden til Gransbekken fra 1,37 meter i starten av traseen til 4,08 meter i slutten av traseen for 2 års gjentaksintervall. For 200 års gjentaksintervall varierer bredden fra 2,44 til 6,94 meter. For triangulær bekk med sidekant 1:1,5 varierer bredden til Senterbekken fra 2,21 meter for 2 års gjentaksintervall til 3,60 meter for 200 års gjentaksintervall.

19.1 Veggen videre

Videre arbeid i forbindelse med vegvannet bør være å kartlegge faktisk vegvannsmengde og forurensningsmengde. Det bør gjennomføres en miljørisikovurdering og vurderingen bør særlig fokusere på miljøgifter, suspendert stoff, vegvannsmengden i forhold til overvannsmengden og resipientens sårbarhet. Det bør beregnes for både akkumulerte verdier og gjennomsnittskonsentrasjoner. Når forurensningsmengdene beregnes bør det tas hensyn til fortynningsgraden som følge av overvannet fra boligområdene sør for E6. Det anbefales å separere vegvannet på grunn av oppholdstid i og størrelse av rensebassenget. Det er foreslått en måte å separere vegvannet på i denne oppgaven, men det kan i arbeidet framover ses på andre måter å separere på. Det er mulig at det finnes enklere måter å separere vegvannet på som ikke vil være så omstendelige. Renseløsningen er i denne oppgaven foreslått plassert i friområdet vest for Høybråten kirkegård og hvis den løsningen velges i videre arbeid, bør områdets sårbarhet analyseres. Det bør også vurderes om det er mer fordelaktig å ha flere rensebasseng enn kun ett.

Innsamling av data er tidkrevende og i denne oppgaven har det blitt gjort en del antagelser der hvor det har vært mangel på informasjon eller spesielt tidkrevende å finne data. Simuleringen i SWMM er avhengig av mange inngangsparametre, som påvirker resultatet. For å minke usikkerheten i resultatene bør manglende parametre undersøkes. Ved valg av hvilke inngangsparametre som bør undersøkes kan følsomhetsanalysen gi en indikasjon på hvilke av parametrene som påvirker resultatene mest og derfor bør undersøkes. Det mangler en del innmålinger for overvannssystemet i området. Dette bør måles inn for å få oversikt over dagens situasjon for overvannssystemet, da dette kan påvirke resultatet fra simuleringene i SWMM både med hensyn på vannføring og oppstuvning- og oversvømmelsessituasjoner.

I forhold til hvilke og hvor bekkene skal gjenåpnes må flere forhold enn de som er tatt i betraktning i denne oppgaven undersøkes. Dette innebærer blant annet reguleringsplan, økonomi, annen infrastruktur, arealbruk og grunneiere. Gransbekken 1 bør innmåles for å få oversikt over hvor bekken kan gjenåpnes. Når valg av trase og eventuelle omlegginger er gjort

bør vannføring i bekkene beregnes på nytt for å kunne dimensjonere bekkeløpet for gjeldende vannføringsmengder.

En bekkeåpning inkluderer mange fag – alt fra hydrologi, geoteknikk, landskapsarkitektur, biologi, restaureringsøkologi til vann- og avløpsteknikk. Planlegging av bekkeåpning er svært omfattende og ved videre arbeid må andre fagfelt enn VA-teknikk også delta.

Referanser

- About the model.* (2012). StormTac - Storm water solutions. Tilgjengelig fra: <http://www.stormtac.com/Model.php> (lest 31.10.2013).
- Alna.* Miljølære. Tilgjengelig fra: <http://miljolare.no/prosjekter/osloelveforum/alna/> (lest 15.09.2013).
- Atle Hauge. (2006). Gjenåpning av lukka bekker - mange positive effekter. *Bioforsk-rapport 1(28) 2006*. Ås: Bioforsk.
- Avløp 2000 - Hovedplan for avløp og vannmiljø i Oslo for perioden 2000-2015. (2000). Oslo: Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten.
- Berge, D. & Johansen, S. W. (1994). De ulike forurensningers virkninger i ferskvannresipienter. Oslo: NTNF "Bedre bruk av vannressursene".
- Brekke, K. (2013). *Åpen overvannshåndtering - Gjenåpning av Hovinbekken og tilrettelegging for økt biologisk mangfold i et urbant miljø*. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for landskapsplanlegging.
- Byøkologisk program 2011-2026. (2011). Oslo: Oslo kommune.
- Citroen xsara berline 2005.* Tilgjengelig fra: <http://mnogoavtomobilej.narod.ru/avtomobili/citroen/citroen-xsara-berline-2005.gif>.
- Dannevig, P. & Harstveit, K. E. (2013). *Klima i Norge*. Tilgjengelig fra: http://snl.no/Klima_i_Norge (lest 19.11.2013).
- DHI Water & Environment. (2004). Mouse pipe flow - Reference manual: DHI Water & Environment.
- Direktoratsgruppa Vanddirektivet. (2009). Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. *Veileder 01:2009*. Trondheim.
- Drivhuseffekt og jordas klima.* (2009). Bjerknessenteret. Tilgjengelig fra: <http://www.bjerknes.uib.no/filer/1671.pdf> (lest 18.11.2013).
- eKlima.* (2013). Meteorologisk institutt. Tilgjengelig fra: http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?_pageid=73_39035_73_39049&_dad=portal&_schema=PORTAL (lest 30.09.2013).
- Endresen, S. (2006). Innløp- og utløpsarrangement ved overvannsdammer. *VA/Miljøblad nr. 70*.
- Fagbokforlaget. *Oppsummering kapittel 6*. Tilgjengelig fra: <http://ffprosjekt.portfolio.no/read/8517adf4-760c-485c-9108-0d5b2102db74> (lest 05.12.2013).
- FNs klimapanel.* (2013). Bjerknessenteret. Tilgjengelig fra: <http://www.bjerknes.uib.no/pages.asp?kat=162&lang=1> (lest 19.11.2013).
- Fremtidens klima i Norge.* (2013). Miljødirektoratet
Norsk polarinstitutt
CICERO
Bjerknessenteret. Tilgjengelig fra: <http://www.bjerknes.uib.no/filer/2182.pdf> (lest 19.11.2013).
- Fuglestedt, J. S., Harstveit, K. E. & Benestad, R. *Klimaendringer*. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/klimaendringer> (lest 19.11.2013).
- Fylkesmannen i Oslo og Akershus. (2013a). *Har undersøkt tilførsel av miljøgifter til Indre Oslofjord*. Tilgjengelig fra: <http://www.fylkesmannen.no/Oslo-og-Akershus/Miljo-og-klima/Nyheter/Har-undersokt-tilforsel-av-miljogifter-til-Indre-Oslofjord/> (lest 30.10.2013).
- Fylkesmannen i Oslo og Akershus. (2013b). Notat om påslipp til kommunalt ledningsnett og anleggsvirksomhet. Oslo. 8 s.

- Hamarsland, A. T., Hoseth, K. A. & L'Abée-Lund, J. H. (2003). Program for miljøtiltak i vassdrag. *Dokument nr. 11*. Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat.
- Hauge, A., Walseng, B., Langsjø, S. J. & Borch, H. (2006). Gjenåpning av bekkelukninger - veileder. *Jordforskrappport nr. 85/05*. Ås: Jordforsk.
- Hovedfunn fra første delrapport*. (2013). Miljødirektoratet, Norsk polarinstitutt, CICERO, Bjerknessenteret. Tilgjengelig fra: <http://www.bjerknes.uib.no/filer/2173.pdf> (lest 19.11.2013).
- Hovedplan avløp og vannmiljø 2013-2030. (2013). Oslo: Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten.
- Hva bestemmer klimaet?* (2013). Meteorologisk institutt. Tilgjengelig fra: http://met.no/Klima/Hva_er_klima+/Hva_bestemmer_klimaet/ (lest 19.11.2013).
- Hva er klima?* (2013). Meteorologisk institutt. Tilgjengelig fra: http://met.no/Klima/Hva_er_klima/ (lest 18.11.2013).
- Hydrologi*. (2008). Norges vassdrags- og energidirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.nve.no/no/Vann-og-vassdrag/Hydrologi/> (lest 20.11.2013).
- Jensen, K. L. (2013). *Nye Hovinbekken på Ensjø: En naturban bekk i hyperurbane omgivelser*. En blågrønn fremtid - vårt ansvar?, Gardermoen: Oslo kommune, Bymiljøetaten.
- Jensen, L. & Tesaker, E. (2009). Veileder for dimensjonering av erosjonssikringer av stein. *Veileder nr. 4*. Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat.
- Klima*. Meteorologisk institutt. Tilgjengelig fra: <http://met.no/Klima/> (lest 18.11.2013).
- Klimaendringer i Norge frem til idag*. (2013). Miljødirektoratet, Norsk polarinstitutt, CICERO, Bjerknessenteret. Tilgjengelig fra: <http://www.bjerknes.uib.no/filer/2184.pdf> (lest 19.11.2013).
- Klimaet i Norge*. (2013). Meteorologisk institutt. Tilgjengelig fra: http://met.no/Klima/Natidsklima/Klima_i_Norge/ (lest 19.11.2013).
- Klimaleksikon*. (2007). Bjerknessenteret. Tilgjengelig fra: <http://www.bjerknes.uib.no/pages.asp?id=209&kat=124&lang=1#Anchor01>.
- Klimanormaler og ekstremere*. (2013). Meteorologisk institutt,. Tilgjengelig fra: http://met.no/Klima/Klimastatistikk/?module=Articles;action=Article_publicShow;ID=311 (lest 31.10.2013).
- Klimatilpasning i Norge*. (2013). Miljøverndepartementet. Tilgjengelig fra: <http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/regpubl/stmeld/2012-2013/meld-st-33-20122013/2.html?id=725932> (lest 19.11.2013).
- Larm, T. (2000). *Watershed-based design of stormwater treatment facilities: model development and applications*. Stockholm: Royal Institute of Technology, Department of Civil and Environmental Engineering.
- Latest files*. (2013). StormTac - Storm Water Solutions. Tilgjengelig fra: <http://www.stormtac.com/Downloads.php> (lest 14.10.2013).
- Lindholm, O., Engan, J. A., Rapp, Ø., Petersen-Øverleir, A. & Markhus, E. (2003). Revurdering av beregningskriterier for avløpssystemer, flom i kommunale avløpssystem. Oslo: Norsk institutt for vannforskning (NIVA).
- Lindholm, O., Nie, L. & Bjerkholt, J. (2007). Klimaeffektens betydning for oppstuvninger og forurensningsutslipp fra avløpssystemer i byer: Universitetet for miljø- og biovitenskap.
- Lindholm, O., Endresen, S., Thorolfsson, S., Sægvog, S., Jakobsen, G. & Aaby, L. (2008). Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering. *NORVAR rapport nr. 162/2008*.
- Lindholm, O. & Haraldsen, S. (2013). Miljøgifter i overvann fra tetteflater, renseanlegg og overløp -Case Indre Oslofjord. Oslo. 10 s.
- Lindholm, O. G. (2006). Overvannsdammer. Beregning av volum. *VA/Miljøblad nr. 69*. Oslo.

- Lindholm, O. G. (2013). *Professor ved UMB. Personlig meddelelse*. Ås.
- Miljødirektoratet. (2012a). *Nikkel*. Trondheim. Tilgjengelig fra:
<http://www.norskeutslipp.no/no/Komponenter/Utslipp/Nikkel/?ComponentType=utslipp&ComponentPageID=80&SectorID=100> (lest 11.11.2013).
- Miljødirektoratet. (2012b). *Sink*. Trondheim. Tilgjengelig fra:
<http://www.norskeutslipp.no/no/Komponenter/Utslipp/Sink/?ComponentType=utslipp&ComponentPageID=75> (lest 11.11.2013).
- Miljøpolitikk for Oslo: Byøkologisk program 2011-2026*. (2011). Oslo kommune, Miljøportalen. Tilgjengelig fra:
http://www.miljo.oslo.kommune.no/miljopolitikk_og_miljostyring/miljopolitikk/ (lest 20.11.2013).
- Miljøstatus i Norge. (2012). *Overgjødning*. Trondheim: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra:
<http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-kyst/Overgjodning/#B> (lest 07.11.2013).
- Miljøstatus i Norge. (2013a). *Bly*. Trondheim: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra:
<http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Bly/> (lest 06.11.2013).
- Miljøstatus i Norge. (2013b). *Kadmium*. Trondheim: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra:
<http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Kadmium/> (lest 06.11.2013).
- Miljøstatus i Norge. (2013c). *Kobber*. Trondheim: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra:
<http://www.miljostatus.no/Toppmeny/leksikon/K/Kobber/> (lest 06.11.2013).
- Miljøstatus i Norge. (2013d). *Krom*. Trondheim: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra:
<http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Krom/> (lest 06.11.2013).
- Miljøstatus i Norge. (2013e). *Kvikksølv*. Trondheim: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra:
<http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Kvikksolv/> (lest 06.11.2013).
- Miljøstatus i Norge. (2013f). *PAH*. Trondheim: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra:
<http://www.miljostatus.no/PAH> (lest 07.11.2013).
- Miljøverndepartementet. *Temperatur- og nedbørendringer 2050 og 2100*. Tilgjengelig fra:
<http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/kampanjer/klimatilpasning-norge-2/temperatur-og-nedborendringer-2050-og-2.html?id=609105#> (lest 01.11.2013).
- Minimumsfall/selvrensning*. (2011). Norsk Vann. Tilgjengelig fra: <http://va-norm.no/VA-norm/Generelle-bestemmelser/6-Transportsystem-spillvann/6.5-Minimumsfall-selvrensning> (lest 19.11.2013).
- Moe, S. (2013). *Driftssjef/avdelingssjef ved Gravferdsetaten i Oslo kommune. Personlig meddelelse*
- Nedbør - avløp prosesser*. Universitetet i Oslo. Tilgjengelig fra:
http://www.uio.no/studier/emner/matnat/geofag/GEO2010/v08/nedbor_avlop.pdf (lest 08.12.2013).
- Nie, L. (2004). *Flooding analysis of urban drainage systems*. NTNU: Faculty of Engineering science and technology department of hydraulic and environmental engineering.
- Norconsult. (2012). *Miljøriskovurdering av utslipp, Rv. 13 Ryfast*. Statens vegvesen region vest.
- Norges geologiske undersøkelse. (2013a). *Berggrunn*. Tilgjengelig fra:
<http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/> (lest 31.10.2013).
- Norges geologiske undersøkelse. (2013b). *Løsmasser*. Tilgjengelig fra:
<http://geo.ngu.no/kart/losmasse/> (lest 31.10.2013).
- Norgeskart*. (2013). Kartverket. Tilgjengelig fra:
<http://norgeskart.no/adaptive2/default.aspx?gui=1&lang=2>.

- Olerud, K. & Fuglestedt, J. S. (2013). *FNs klimapanel*: Store Norske Leksikon. Tilgjengelig fra: http://snl.no/FNs_klimapanel (lest 19.11.2013).
- Olje og energidirektoratet. (1996). *Tiltak mot flom*. Tilgjengelig fra: <http://www.regjeringen.no/nb/dep/oed/dok/NOU-er/1996/NOU-1996-16/4/2.html?id=341620> (lest 01.11.2013).
- Om Groruddalssatsingen. (2007). Oslo kommune, Plankontoret for Groruddalen. Tilgjengelig fra: http://www.prosjekt-groruddalen.oslo.kommune.no/om_groruddalssatsingen/ (lest 27.11.2013).
- Om klimatilpasning i Norge. (2013). Miljøverndepartementet. Tilgjengelig fra: <http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/kampanjer/klimatilpasning-norge-2/mer-om-klimatilpasningsportalen.html?id=540010> (lest 19.11.2013).
- Om medlemskap i Den europeiske union. (1994). Utenriksdepartementet. Tilgjengelig fra: http://www.regjeringen.no/nb/dep/ud/dok/regpubl/stmeld/19931994/st-meld-nr-40_1993-94/6.html?id=190915 (lest 08.12.2013).
- Orientering om jordarter m.v. (2013). Arbeidstilsynet. Tilgjengelig fra: <http://www.arbeidstilsynet.no/artikkel.html?tid=78665> (lest 08.12.2013).
- Oslo kommune. (2010). Alna, Grønnstruktur, Idrett og Kulturmiljø. Groruddalssatsingen. Programområde 2. *Årsrapport 2010, Handlingsprogram 2011*. Oslo.
- Oslo kommune. (2012). Alna. Oslo: Oslo kommune, Vann- og avløpsetate.
- Oslo kommune. (2013). Alna, Grønnstruktur, Idrett og Kulturmiljø. Groruddalssatsingen, Programområde 2. *Årsrapport 2012. Handlingsprogram 2013*. Oslo. 60 s.
- Oslo kommune, P.-o. b. (2003). *Bydelsnavn fra 1. januar 2004*. Oslo.
- Prioriterte stoffer. Vannportalen. Tilgjengelig fra: <http://www.vannportalen.no/hovedEnkel.aspx?m=45151> (lest 23.10.2013).
- Ranneklev, S. B., Allen, I. & Enge, E. K. (2009). Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akershus. Oslo: NIVA. 115 s.
- Ravinedal. Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <http://www.artsdatabanken.no/NiN/Naturtype/12> (lest 06.12.2013).
- Roseth, R. & Jakob, L. (2010). *SaltSMART: Tiltakskatalog: tekniske løsninger for håndtering av avrenningsvann med vegsalt*. Oslo: Vegdirektoratet. 60 s.
- Rossmann, L. A. (2010). Storm Water Management Model User's Manual Verison 5.0. EPA/600/R-05/040: National Risk Management; Research laboratory office of research and development; U.S. Environmental Protection Agency. 285 s.
- Sedimentproduksjon og –transport i skråninger og vassdrag. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: http://www.svt.ntnu.no/geo/doklager/gameks/GEOG1513_h11.pdf (lest 08.12.2013).
- Solheim, A. L. (2013). *Ensjø: Fra bilby til boligby. Utviklingsavtaler som verktøy i blågrønn byutvikling*. En blågrønn fremtid - vårt ansvar?, Gardermoen: Oslo kommune, Eiendoms- og byfornyelsesetaten.
- Statens vegvesen. (2008). Veg- og gateutforming. *Håndbok 017*. Trondheim: Vegdirektoratet.
- Statens vegvesen. (2011). Vegbygging. *Håndbok 018*. Oslo: Vegdirektoratet.
- Statens vegvesen. (2013). *Års og månadsdøgntrafikk Ev 6 Jerikoveien 2009 - 2013*: Statens vegvesen. Tilgjengelig fra: <http://www.vegvesen.no/Fag/Trafikk/Trafikkdata/Trafikkregistreringer> (lest 01.11.2013).
- Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschund, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P. M. (2013). Summery for Policymakers. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. NY, USA.

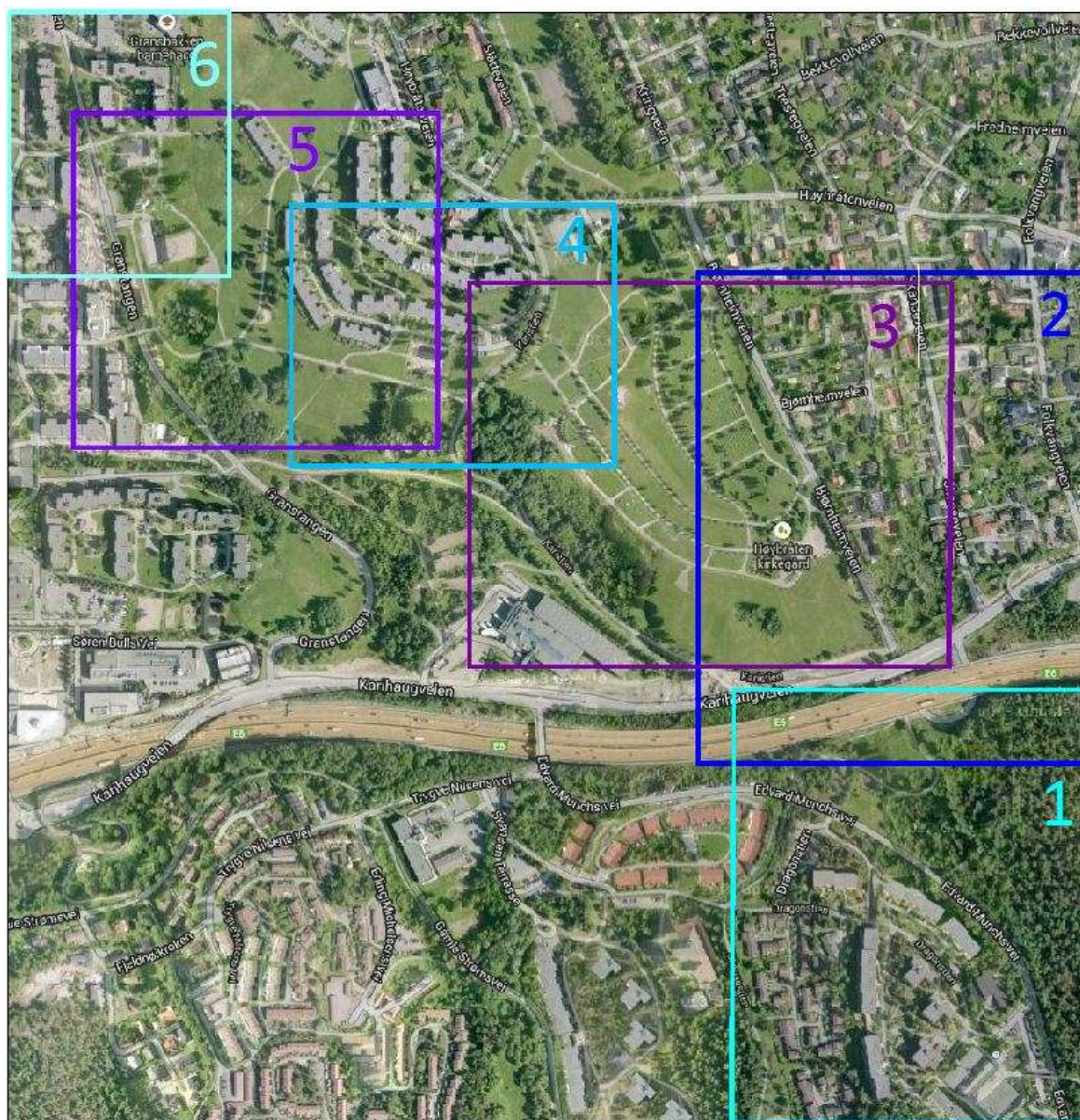
- Store norske leksikon. (2005-2007a). *Alna - bydel i Oslo*. Oslo. Tilgjengelig fra: http://snl.no/Alna/bydel_i_Oslo (lest 15.08.2013).
- Store norske leksikon. (2005-2007b). *Nomografi*. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/nomografi> (lest 12.12.2013).
- Streamflow and reservoir routing*. (1994). U.S. Army Corps of Engineers. Tilgjengelig fra: http://140.194.76.129/publications/eng-manuals/EM_1110-2-1417_sec/Sections/c-9.pdf (lest 07.12.2013).
- Strøm, K. (2013). *Byutvikling, overvann og blågrønne løsninger*. En blågrønn fremtid - vårt ansvar?, Gardermoen: COWI AS.
- System Models*. Leiden University. Tilgjengelig fra: <https://openaccess.leidenuniv.nl/bitstream/handle/1887/18260/02.pdf?sequence=13> (lest 08.12.2013).
- Ta elva tilbake*. (2007). Oslo Elveforum. Tilgjengelig fra: http://www.osloelveforum.no/htdocs/joomla15/index.php?option=com_content&view=article&id=23:ta-elva-tilbake&catid=26:elvepolitikk&Itemid=24 (lest 18.11.2013).
- Temperatur- og nedbørendringer 2050 og 2100*. (2013). Miljøverndepartementet. Tilgjengelig fra: <http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/kampanjer/klimatilpasning-norge-2/temperatur--og-nedborendringer-2050-og-2.html?id=609105> (lest 19.11.2013).
- Tønnessen, I. F. (2010). "To historiske byelver" - Hovinbekken og Alna. *ST. Hallvard*.
- Ulland, V., Åstebøl, S. O. & Olsen, S. B. (2012). *Teknisk vannstudie Furuset*. Oslo: COWI A.S.
- Urbanhydrologi*. (2009). Norges vassdrags- og energidirektorat. Tilgjengelig fra: <http://www.nve.no/no/vann-og-vassdrag/hydrologi/vannstandvannforing/urbanhydrologi/> (lest 20.11.2013).
- Vann- og Avløpsetaten. (2011). *Vannkvalitet i Alna*. Oslo. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.oslo.kommune.no/key.asp?mp=MS&mo=10&dm=1&nt=3> (lest 15.08.2013).
- Vann- og avløpsetaten. (2012a). *Alna*. Oslo. Tilgjengelig fra: http://www.vann-og-avlopsetaten.oslo.kommune.no/vannet_vart/vassdrag_og_fjord/vassdragene_vare/alna/ (lest 27.08.2013).
- Vann- og avløpsetaten. (2012b). *Fakta om Alna*. Oslo. Tilgjengelig fra: http://www.vann-og-avlopsetaten.oslo.kommune.no/vannet_vart/vassdrag_og_fjord/vassdragene_vare/alna/article230589-60786.html (lest 15.08.2013).
- Vann- og avløpsetaten. (2012c). *Overvannshåndtering. En veileder for utbygger*. Oslo: Oslo kommune.
- Vanndirektivet*. Vannportalen Tilgjengelig fra: <http://www.vannportalen.no/hovedEnkel.aspx?m=31147> (lest 09.10.2013).
- Vannets kretsløp*. (2009). Norges vassdrags- og energidirektorat. Tilgjengelig fra: <http://www.nve.no/no/Vann-og-vassdrag/Hydrologi/Vannets-kretslop/> (lest 20.11.2013).
- Vegbygging. (2011). Statens vegvesen.
- Ødegaard, H., Lindholm, O., Mosevoll, G., Thorolfsson, S., Sægrov, S., Østerhus, S. & Heistad, A. (2012). *Vann- og avløpsteknikk*. Hamar: Norsk Vann.
- Åstebøl, S. O. & Hvitved-Jacobsen, T. (1998). Rensing av overvann fra veg - aktuelle løsninger. *MISA 98/07*. Oslo: Statens vegvesen.
- Åstebøl, S. O. & Coward, J. E. (2004). Overvåking av rensedbasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslo, 2003-2004. *UTB 2005/02*. Oslo: Utbyggingavdelingen.
- Åstebøl, S. O. & Roseth, R. (2006). Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging. *Håndbok 261*, 8272075792. Oslo: Statens vegvesen, Vegdirektoratet.

- Åstebøl, S. O. (2007a). Rensing av overvann i byområder: kompakte renseløsninger. Oslo: Vegdirektoratet, Utbyggingsavdelingen.
- Åstebøl, S. O. (2007b). Utforming av overvannsdammer. *VA/Miljøblad nr. 75*. Oslo. 6 s.
- Åstebøl, S. O., Hvitved-Jacobsen, T. & Kjølholt, J. (2011). NORWAT - Nordic Road Water veg- og vannforurensning: en litteraturgjennomgang og identifisering av kunnskapshull. *VD-rapport nr. 46*. Oslo: Statens vegvesen.
- Åstebøl, S. O. (2013). *Cand. Agric ansatt i COWI AS. Personlig meddelelse*. Oslo (17.10.2013).

Vedlegg A: Nærmere beskrivelse av dagens ledningstrasé.

Gransbekken 1

Området for Gransbekken 1 sin trasé er vidt i figur 1 under. De fargede firkantene og numrene viser til de påfølgende bildene og bildenumrene hentet fra Gemini VA.



Figur 1: Oversiktsbilde for Gransbekken 1.

Bilde nr. 1

Overvannssystemet starter i et boligområde sør for E6 og går videre gjennom et grøntområde med skog. Her ligger det i dag også et bekkeinntak. Fra risten går vannet til en reduksjonskum (markert som en boks med en horisontal pil). Ved reduksjonskummen kommer det også tilrenning fra et lite strekk med vegdrenering i en veg nord for E6.



Figur 2: Gransbekken 1, bilde 1.



Figur 3: Gransbekken 1, bilde 2.

Bilde nr. 2

Fra reduksjonskummen går vannet inn i Bjørnheimveien før det renner inn på Høybråten kirkegård. Overvannsystemet har her også tilrenning av overvann fra boligområdet øst for kirkegården. Skille for overvannsystemet går ved et høybrekk i Skanseveien (markert med en rød ring). Fra denne kummen renner det overvann i hver sin retning.

Bilde nr. 3

Vannet renner gjennom Høybråten kirkegård og Gransbekken 2 kommer inn som et grenrør fra sør. Etter at de to overvannsrørene er samlet til ett rør, renner det videre til det eneste partiet hvor bekken i dag ligger åpen. Bekken ligger ca. 4 meter under terrengnivå på dette strekket. Den åpne bekken mottar også drensvann fra gravlunden. Drenssystemet har utløp til den åpne bekken.



Figur 4: Gransbekken 1, bilde 3.



Figur 5: Gransbekken 1, bilde 4.

Bilde nr. 4

Parallelt med Gransbekken 1 går en overvannsledning som ligger i et naturlig lavbrekk i terrenget og denne ledningen kommer på Gransbekken 1 etter det åpnete partiet.

Fra gravlunden går overvannsnettet inn langs en gangsti ved et grøntområde nedenfor et boligområde. Her kommer det på overvann fra boligområdet. Over grøntområde går Bakåsbekken 1 og denne kobles her på Gransbekken 1.

Bilde nr. 5

Videre går Gransbekken 1, som nå har fått påkoblet Gransbekken 2 og Bakåsbakken 1, nedenfor boligområdet og krysser deretter et grøntområde. Ved denne krysningen bygges det per dags dato en ny skole og overvannsledningen er derfor blitt flyttet og stemmer ikke helt med det som vises på bildene fra Gemini VA.



Figur 6: Gransbekken 1, bilde 5.



Figur 7: Gransbekken 1, bilde 6.

Bilde nr. 6

Traseen går deretter langs en gjennomkjøringsvei i Gransdalen og ender i nedstrømspunkt for denne oppgaven (markert med rød ring). Overvannsledningen som kommer på nedstrøms punkt fra vest er Senterbekken.

Gransbekken 2

Figuren viser område for Gransbekken 2 sin trasè, Området består av boligområde, kirkegård, grøntområder og E6. De fargede firkantene og numrene viser til de påfølgende bildene hentet fra Gemini VA og bildenumrene.



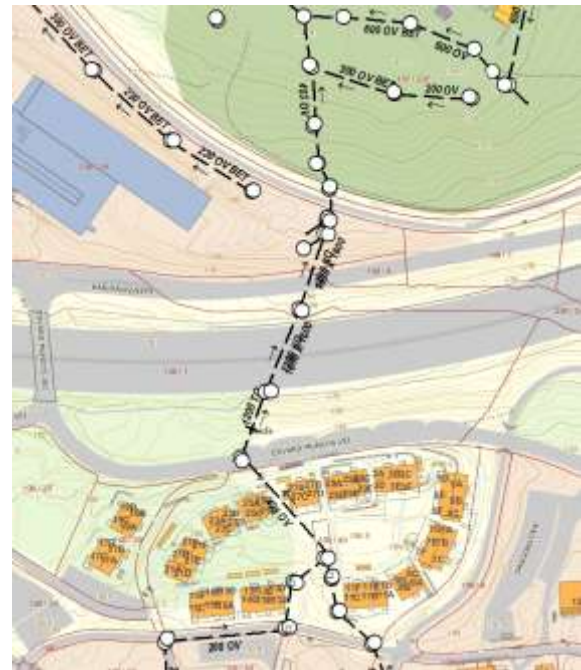
Figur 8: Oversiktsbilde for Gransbekken 2.

Bilde nr. 1

Overvannssystemet til Gransbekken 2 begynner i boligområdet sør for E6. Her ligger det to overvannsrør som samles til ett felles overvannsrør.



Figur 9: Gransbekken 2, bilde 1.



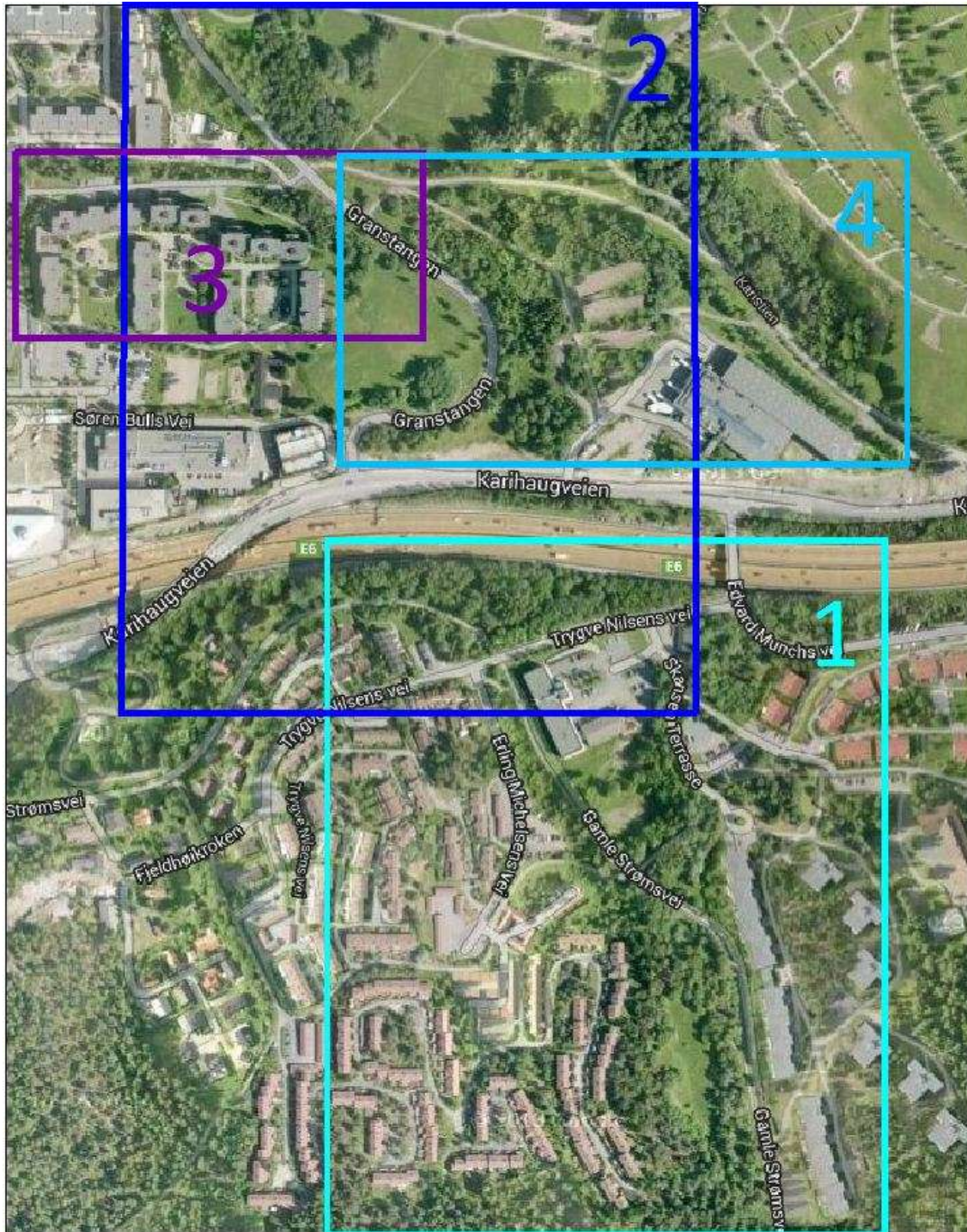
Figur 10: Gransbekken 2, bilde 2.

Bilde nr. 2

Gransbekken 2 fortsetter gjennom et boligområde, krysser ned en skråning mot E6, deretter under E6 og kommer inn på gravlunden hvor overvannsledningen er tilkoblet Gransbekken 1.

Bakåsbekken 1

Figuren viser området for Bakåsbekken 1 sin trasè. Området består av boligområde, grøntområder og E6. De fargede firkantene og numrene viser til de påfølgende bildene hentet fra Gemini VA og bildenumrene.



Figur 11: Oversiktsbilde Bakåsbekken 1.

Bilde nr. 1

Overvannssystemet er delt i flere ulike traseer fra boligområdet og renner nordover til et felles rør som krysser E6.



Figur 12: Bakåsbekken 1, bilde 1.



Figur 13: Bakåsbekken 1, bilde 2.

Bilde nr. 2

Etter overvannsrøret har krysset E6 ligger røret i en relativt bratt skråning ned til et kryss hvor det samles flere overvannsledninger. Røret fortsetter ned til friområdet ved Bjørnheim barnehage hvor Bakåsbekken 1 kobles på Gransbekken 1.

Bilde nr. 3

I krysset før friområdet kommer det overvann fra et vestliggende boligområde.



Figur 14: Bakåsbekken 1, bilde 3.



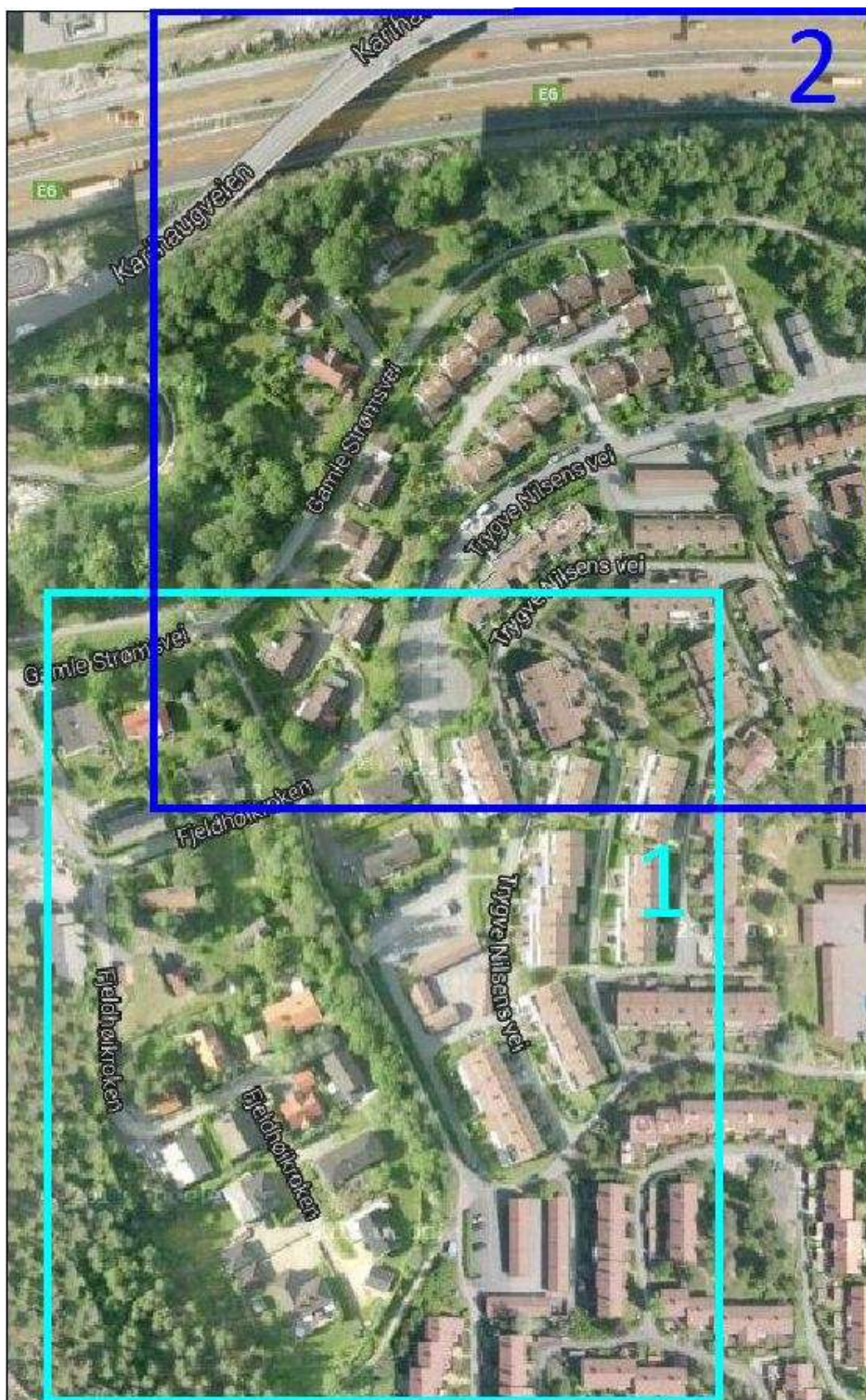
Figur 15: Bakåsbekken 1, bilde 4.

Bilde nr. 4

I krysset før friområdet kommer det overvann fra et østliggende industriområde.

Bakåsbekken 2

Figuren viser området for Bakåsbekken 2 sin trasè. Området består av boligområde, grøntområder og E6. De fargede firkantene og numrene viser til de påfølgende bildene hentet fra Gemini VA og bildenumrene.



Figur 16: Oversiktsbilde Bakåsbekken 2.

Bilde nr. 1

Bildet viser overvannssystemet i boligområdet. Rørene samles og et felles overvannsrør går videre.



Figur 17: Bakåsbekken 2, bilde 1.



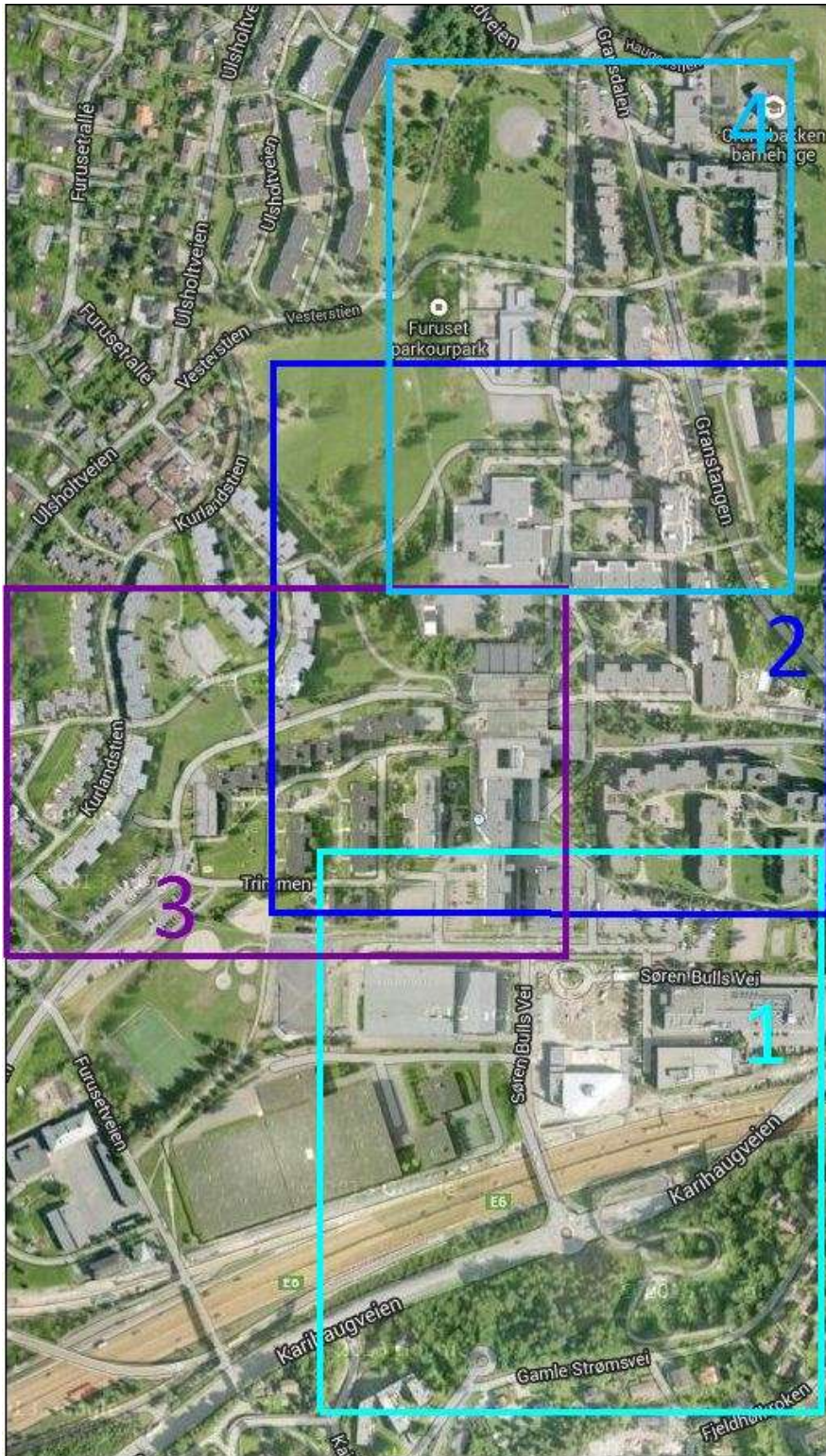
Figur 18: Bakåsbekken 2, bilde 2.

Bilde nr. 2

Overvannsrøret går langs Gamle Strømsvei og har utløp i svingen og ned mot E6. Utløpet er vist med en trekant som peker mot E6.

Senterbekken

Figuren viser området for Senterbekken sin trasé. Området består av boligområder, grøntområder og E6. De fargede firkantene og numrene viser til de påfølgende bildene hentet fra Gemini VA og bildenumrene.



Figur 19: oversiktsbilde vest i analyseområdet.

Bilde nr. 1

Overvannssystemet til Senterbekken starter i en bilveg som går parallelt med E6 og krysser deretter under E6. Traseen går deretter gjennom to parkeringsplasser og en innkjøringsvei til Furuset kjøpesenter.



Figur 20: Senterbekken, bilde 1.



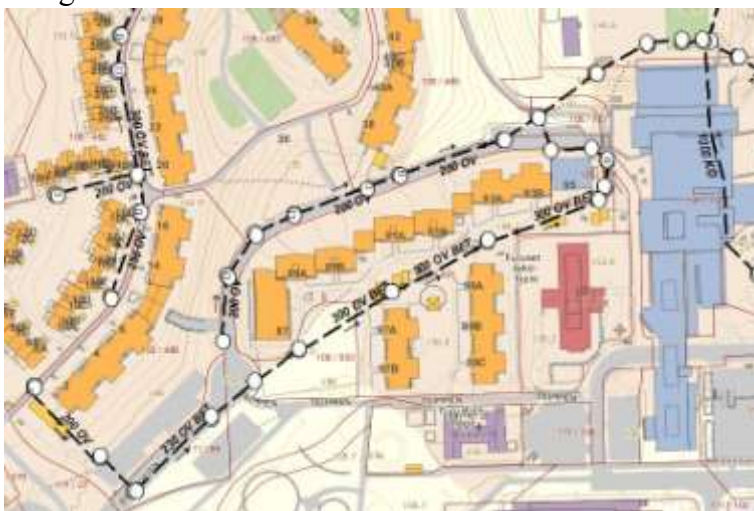
Figur 21: Senterbekken, bilde 2.

Bilde nr. 2

Senterbekkens får deretter overvann fra et boligfelt før traseen går under Furuset kjøpesenter (blått bygg) og fortsetter videre nordover langs en gangsti.

Bilde nr. 3

Retten nord for Furuset kjøpesenter får overvannssystemet påslipp av overvann fra et boligområde fra vest.



Figur 22: Senterbekken, bilde 3.



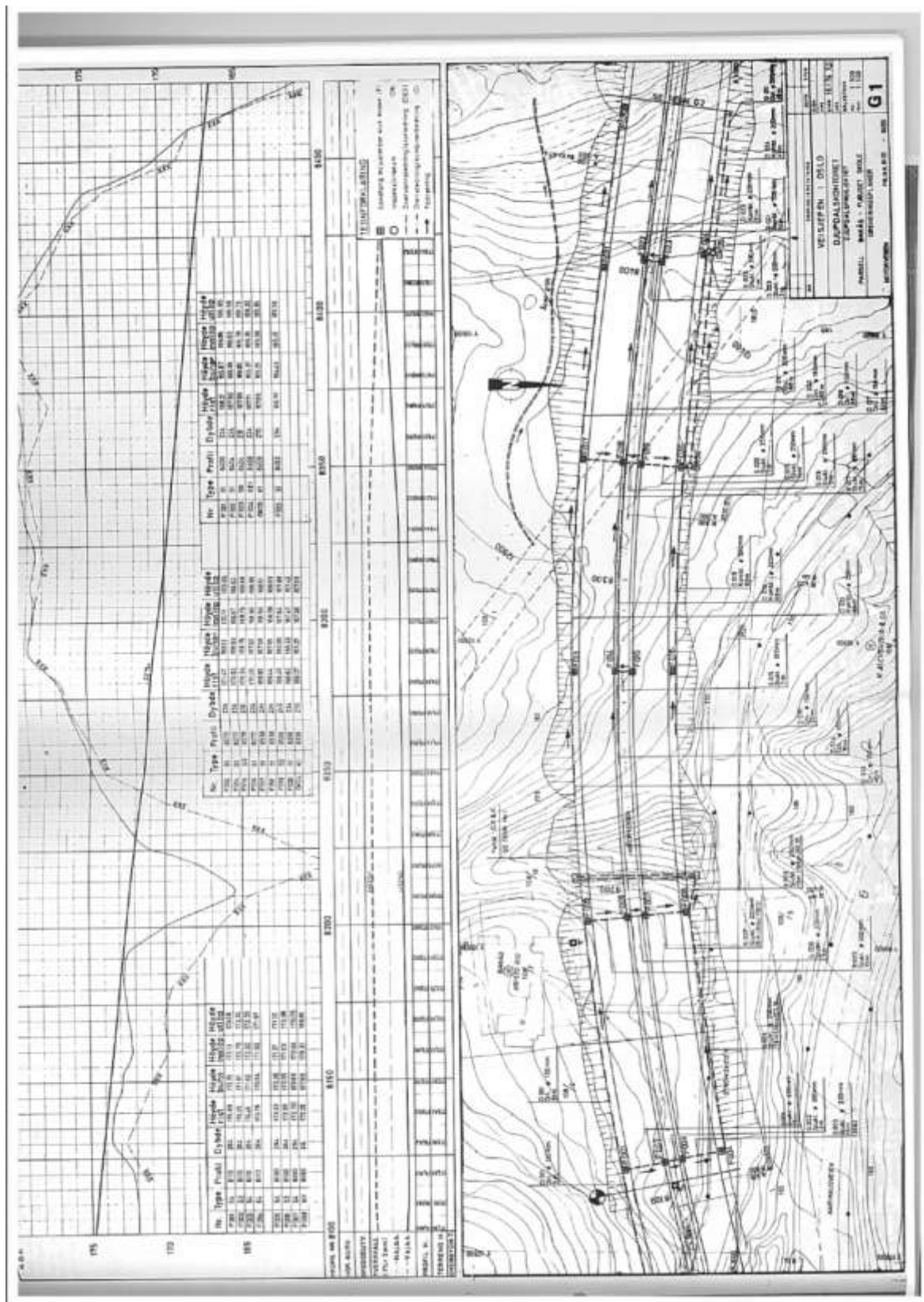
Figur 23: Senterbekken, bilde 4.

Bilde nr. 4

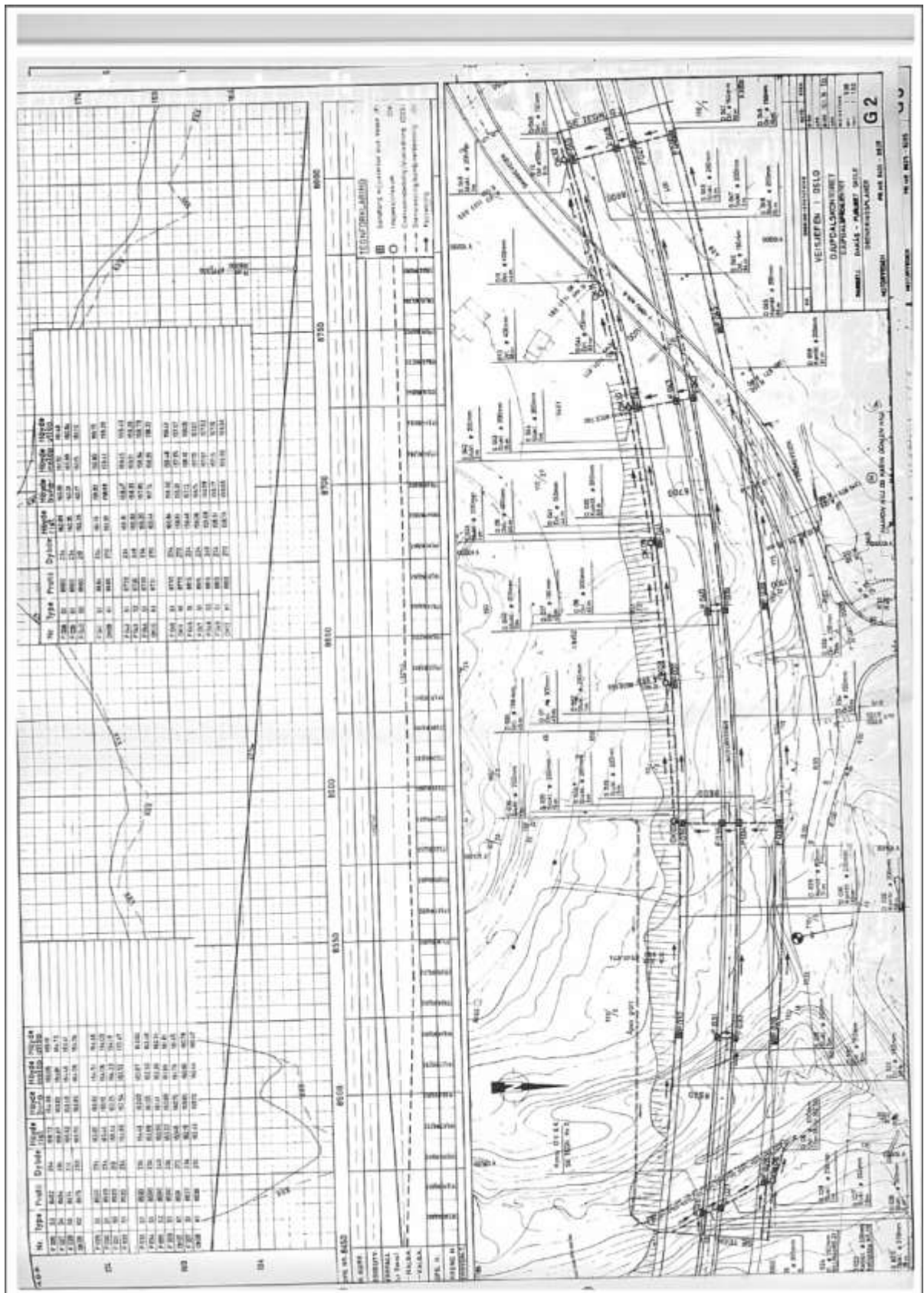
Senterbekken fortsetter langs gangstien, gjennom Verdensparken (grønt område) og ender innpå Gransbekken 1 som er analyseområdet nedstrømspunkt.

Vedlegg B: Tegning G1. Drenering av overvann. Djupedalsprosjektet 1974, parsell Bakås – Furuset skole.

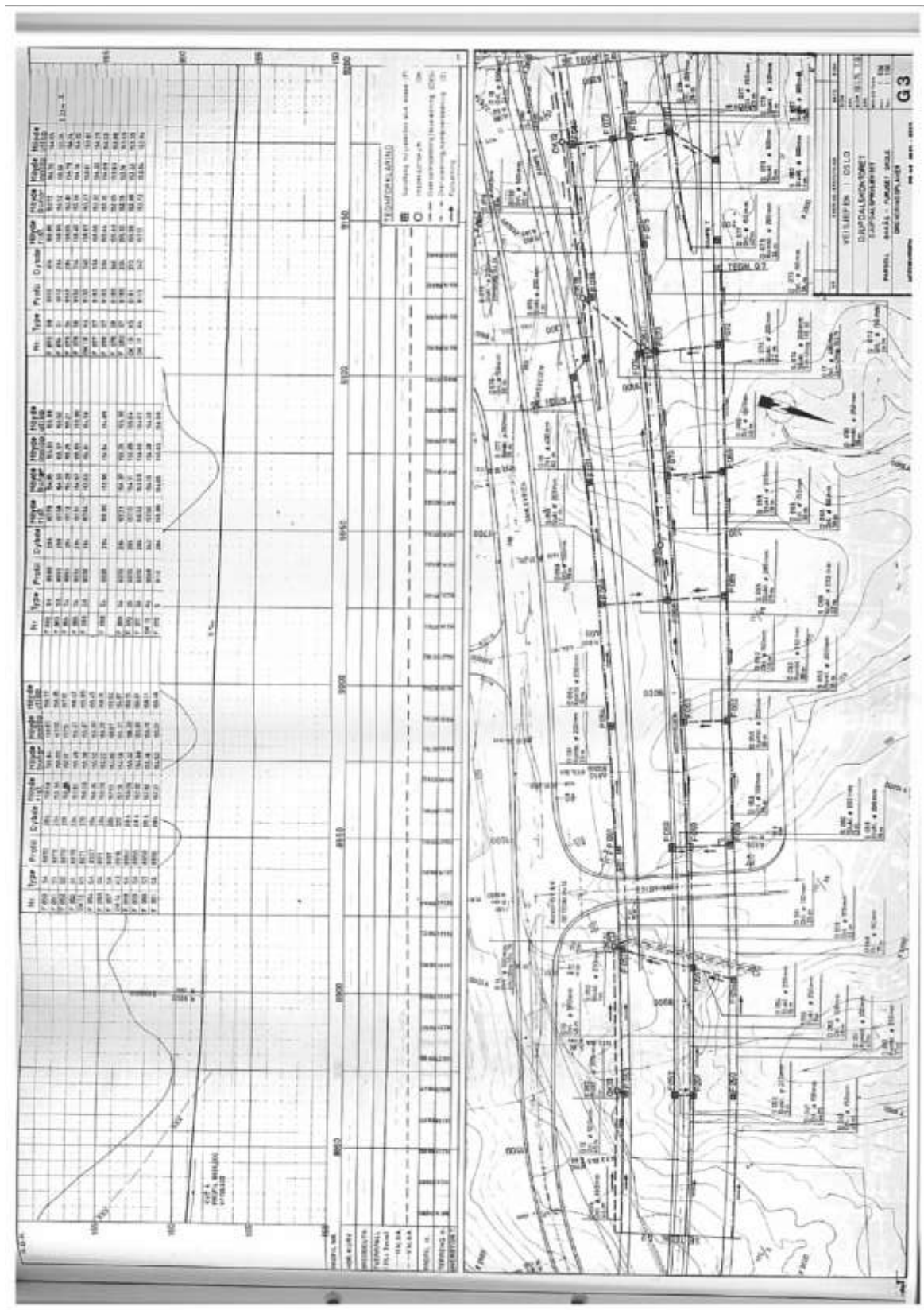
I Gemini VA er ikke dreneringen av vegvannet fra E6 tegnet inn. Vegen og overvannssystemet ble oppført i 1974 og finnes det derfor bare fysiske tegninger av systemet. Vi ble oversendt tegninger laget under prosjekteringen av dreningssystemet.



Vedlegg C: Tegning G2. Drenering av overvann. Djupedalsprosjektet 1974, parsell Bakås - Furuset skole.



Vedlegg D: Tegning G3. Drenering av overvann. Djupedalsprosjektet 1974, parsell Bakås - Furuset skole.



Vedlegg E: IVF-kurve for Blindern Plu.

År	5 min	10 min	15 min	20 min	30 min	45 min	60 min	90 min	120 min	180 min	360 min
2	180,3	134,5	109,7	94,5	75,0	56,9	46,9	35,3	28,8	21,7	13,2
5	245,6	182,5	152,5	131,5	104,6	79,4	64,2	46,6	37,1	27,3	16,4
10	288,9	214,3	180,9	156,0	124,2	94,3	75,7	54,1	42,5	31,0	18,5
20	330,4	244,8	208,1	179,6	143,0	108,5	86,7	61,2	47,8	34,5	20,5
50	384,1	284,3	243,3	210,0	167,3	127,0	101,0	70,5	54,6	39,1	23,1
100	424,4	313,8	269,6	232,8	185,5	140,8	111,7	77,5	59,6	42,5	25,1
200	464,6	343,4	296,0	255,6	203,7	154,7	122,4	84,5	64,7	45,9	27,0

Vedlegg F: Veiledende verdier for avrenningskoeffisienter. (Retningslinjer for overvannshåndtering i Bergen kommune, 2005).

10.1.3 Avrenningskoeffisienter

Avrenningskoeffisienten (ϕ) uttrykker hvor stor andel av nedbøren som ikke infiltrerer til grunnen, eller fordamper. Forholdet mellom overvannsavrenning og midlere nedbørintensitet betegnes med ϕ . Avrenningskoeffisienten blir høyere med økende regnintensitet og regnvarighet (vannmetning av grunnen) eller frost.

I tabellene nedenfor finnes veiledende verdier som kan benyttes.

Arealtype	Avrenningskoeffisient (ϕ)
Tette flater (tak, asfalterte plasser/veger og lignende)	0,85 - 0,95
Bykjerner	0,70 - 0,90
Rekkehus-/leilighetsområder	0,60 - 0,80
Eneboligområder	0,50 - 0,70
Grusveier/-plasser	0,50 - 0,80
Industriområder	0,50 - 0,90
Plen, park, eng, skog, dyrket mark	0,30 - 0,50

Kilde: Trondheim og Bergen kommune

Vedlegg G: Rammebetingelser for påslipp av overvann til offentlig avløpsledning - begrenset til avrenningsareal lik 1,5 hektar.

Den opprinnelige tabellen er markert med en tykk, sort strek, verdiene nedenfor er interpolerte verdier. (Vann- og avløpsetaten 2012c)

Totalt avrenningsareal	Overvannsledning	Avløpsledning	Minste innvendig ledningsdimensjon
hektar	l/s	l/s	mm
<0,1	3-5	0	230-300
0,1-0,5	5-20	3-5	380-500
0,5-1,0	20-35	5-10	550-650
1,0-1,5	35-50	10-15	650-750
1,5-2,0	50-65		
2,0-2,5	65-80		
2,5-3,0	80-95		
3,5-4,0	95-110		
4,0-4,5	110-125		
5,0-5,5	125-145		
5,5-6,0	145-160		
6,0-6,5	160-175		
6,5-7,0	175-190		
7,0-7,5	190-205		
7,5-8,0	205-220		
8,0-8,5	220-235		
8,5-9,0	235-250		
9,0-9,5	250-265		

Vedlegg H: Tabellen viser ”prøve og feile”-metoden som er brukt for å finne fordrøyningsvolumet.

Volumet skal være så nærme som 1633 m³ som mulig.

Tilgjengelig volum basert på a = 21,4 m og lengde = 53,6 og helningsforhold 1:4					
b=a+8h					
Dybde	a	b	Tverrsnitt	L	Volum = 1633
0,5	19,7	23,7	10,85	53,6	582
0,6	19,7	24,5	13,26	53,6	711
0,7	19,7	25,3	15,75	53,6	844
0,8	19,7	26,1	18,3	53,6	982
1,0	19,7	27,7	23,7	53,6	1270
1,2	19,7	29,3	29,4	53,6	1576
1,25	19,7	29,7	30,9	53,6	1655
1,3	19,7	30,1	32,4	53,6	1735
1,4	19,7	30,9	35,4	53,6	1899
1,5	19,7	31,7	38,6	53,6	2066

VEDLEGG I: Oversikt over delfelt med tilhørende egenskaper.

Delfelt	Areal	Areal	Bredde på strømningsvei	Slope	Tette flater	Tette flater uten overflate-lagring (hus)	Horton infiltrasjon	
							Maksimum infiltrasjons-rate [mm/t]	Minimum infiltrasjons-rate [mm/t]
Nr.	[ha]	[m ²]	[m]	[%]	[%]	[%]		
1	13,6	135995	434,2	7,94	5,9	73,3	10,16	1
2	3,5	34973	221,3	8,33	32,5	61,2	10,16	1
3	7,7	77278	326,6	12	15,5	67,9	10,16	1
4	2,0	20140	160,4	13,64	37,5	60	10,16	1
5	2,1	20847	123,4	8,33	40,2	48,4	10,16	1
6	4,1	41102	243,8	6,06	25,9	57,9	10,16	1
7	2,0	19618	183,3	10	23,2	65	10,16	1
8	4,2	42473	311,4	2	35,9	67	10,16	1
9	2,3	23191	192,6	5,88	30,7	43,9	10,16	1
10	4,0	39672	230,7	8,89	19,7	39,9	10,16	1
11	10,2	101931	540,5	8,33	14,4	48,3	10,16	1
12	2,2	21742	99,6	11,67	54,5	0	30,48	3,3
13	1,7	17343	156,5	4	25,2	63,6	30,48	3,3
14	5,1	50890	300,1	5,56	25,4	66,8	30,48	3,3
15	8,1	81321	341,1	5,71	1,8	28,1	30,48	3,3
16	2,6	26404	230,4	10	6,9	0	30,48	3,3
17	1,9	19065	204,6	15	7,7	0	30,48	3,3
18	5,8	57536	297,5	8,33	30,1	52,1	30,48	3,3
19	5,8	58432	280,7	8,93	39	43,2	30,48	3,3
20	2,9	28827	222,8	6,67	77,9	29,5	50,8	29,9
21	10,8	108090	402,1	6,25	61,4	48,2	10,16	1
22	12,0	119970	383,0	13,33	27,2	42,2	10,16	1
23	1,7	17194	153,2	5,56	42,2	42,2	10,16	1
24	4,1	40958	257,9	10	9,3	0	30,48	3,3
25	1,7	17413	164,3	16	10,3	0	30,48	3,3
26	3,3	33003	215,7	5	42,8	44	10,16	1
27	5,8	58064	297,2	20	22,4	53	30,48	3,3

Vedlegg J: Oversikt over ledninger med tilhørende egenskaper.

Ledningsnummer	Fra node Nummer	Til node Nummer	Lengde (m)	Form på ledningen	Dimensjon (mm)	Mannings n [m ^{1/3} /s]
C1	J1	J2	65,26	Sirkulær	250	0,015
C2	J3	J2	43,23	Sirkulær	250	0,015
C3	J2	J4	99,92	Sirkulær	300	0,015
C4	J4	J5	101,00	Sirkulær	300	0,015
C5	J5	J6	36,00	Sirkulær	300	0,015
C6	J6	J7	42,00	Sirkulær	300	0,015
C7	J8	J9	102,00	Sirkulær	200	0,015
C8	J9	J10	107,00	Sirkulær	300	0,015
C9	J10	J11	74,00	Sirkulær	400	0,015
C10	J11	J12	100,00	Sirkulær	400	0,015
C11	J12	J13	45,00	Sirkulær	1000	0,015
C12	J13	J14	78,00	Sirkulær	1000	0,015
C13	J14	J15	41,80	Sirkulær	600	0,015
C14	J15	J16	73,50	Sirkulær	600	0,015
C15	J16	J17	22,09	Sirkulær	600	0,015
C16	J17	J18	44,00	Sirkulær	600	0,015
C17	J18	J19	70,70	Sirkulær	600	0,015
C18	J19	J20	30,00	Sirkulær	700	0,015
C19	J20	J60	120,0	Sirkulær	800	0,015
C20	J21	J22	47,01	Sirkulær	200	0,015
C21	J22	J23	28,04	Sirkulær	200	0,015
C22	J23	J24	51,87	Sirkulær	200	0,015
C23	J24	J25	68,82	Sirkulær	200	0,015
C24	J25	J26	25,36	Sirkulær	200	0,015
C25	J26	J35	22,84	Sirkulær	200	0,015
C26	J27	J28	79,19	Sirkulær	200	0,015
C27	J28	J29	59,76	Sirkulær	200	0,015
C28	J29	J30	79,17	Sirkulær	300	0,015
C29	J31	J30	30,04	Sirkulær	200	0,015
C30	J30	J32	116,00	Sirkulær	400	0,015
C31	J32	J33	66,80	Sirkulær	400	0,015
C32	J33	J34	26,63	Sirkulær	400	0,015
C33	J34	J35	30,18	Sirkulær	400	0,015
C34	J35	J36	74,77	Sirkulær	400	0,015
C35	J36	J37	134,47	Sirkulær	1200	0,015
C36	J37	J38	8,86	Sirkulær	600	0,015
C37	J38	J39	20,00	Sirkulær	600	0,015
C38	J39	J40	16,21	Sirkulær	400	0,015
C39	J40	J55	55,52	Sirkulær	400	0,015
C40	J41	J42	52,00	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C41	J42	J43	137,00	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C42	J43	J53	96,00	Triangulær (bekk)	2000	0,04

Ledningsnummer	Fra node Nummer	Til node Nummer	Lengde (m)	Form på ledningen	Dimensjon (mm)	Mannings n [m ^{1/3} /s]
C43	J44	J45	47,38	Sirkulær	230	0,015
C44	J45	J46	31,03	Sirkulær	300	0,015
C45	J46	J47	35,56	Sirkulær	300	0,015
C46	J47	J48	16,43	Sirkulær	300	0,015
C47	J48	J49	41,82	Sirkulær	300	0,015
C48	J49	J50	33,97	Sirkulær	600	0,015
C49	J50	J51	67,48	Sirkulær	600	0,015
C50	J51	J52	2,35	Sirkulær	400	0,015
C51	J52	J53	22,00	Sirkulær	600	0,015
C52	J53	J54	42,36	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C53	J54	J55	49,65	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C54	J55	J56	104,00	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C55	J56	J57	125,00	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C56	J57	J58	47,50	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C57	J58	J59	103,00	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C58	J59	J60	65,00	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C59	J61	J62	53,07	Sirkulær	230	0,015
C60	J62	J63	119,58	Sirkulær	300	0,015
C61	J63	J64	58,72	Sirkulær	380	0,015
C62	J64	J65	55,95	Sirkulær	380	0,015
C63	J65	J66	102,15	Sirkulær	450	0,015
C64	J66	J20	59,79	Sirkulær	500	0,015
C65	J67	J68	32,51	Sirkulær	600	0,015
C66	J68	J69	45,53	Sirkulær	1600	0,015
C67	J69	J70	76,00	Sirkulær	1600	0,015
C68	J70	J71	90,13	Sirkulær	1000	0,015
C69	J71	J72	38,36	Sirkulær	1000	0,015
C70	J73	J72	68,96	Sirkulær	250	0,015
C71	J72	J74	39,93	Sirkulær	800	0,015
C72	J74	J75	85,00	Sirkulær	800	0,015
C73	J75	J76	97,63	Sirkulær	300	0,015
C74	J76	J77	60,51	Sirkulær	380	0,015
C75	J77	J80	58,50	Sirkulær	380	0,015
C76	J78	J79	21,06	Sirkulær	200	0,015
C77	J79	J80	12,08	Sirkulær	200	0,015
C78	J80	J20	62,05	Sirkulær	380	0,015
C79	J60	J81	30,00	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C80	J81	J82	113,00	Triangulær (bekk)	2000	0,04

Ledningsnummer	Fra node Nummer	Til node Nummer	Lengde (m)	Form på ledningen	Dimensjon (mm)	Mannings n [m ^{1/3} /s]
C81	J82	J83	68,00	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C82	J83	J84	70,37	Sirkulær	1000	0,015
C83	J84	J85	59,69	Sirkulær	1000	0,015
C84	J85	J86	55,64	Sirkulær	1000	0,015
C85	J86	J87	47,00	Sirkulær	1000	0,015
C86	J87	J88	59,19	Sirkulær	1200	0,015
C87	J88	J89	60,09	Sirkulær	1600	0,015
C88	J90	J91	60,76	Sirkulær	300	0,015
C89	J91	J92	63,42	Sirkulær	300	0,015
C90	J92	J93	22,97	Sirkulær	300	0,015
C91	J93	J94	32,42	Sirkulær	250	0,015
C92	J94	J95	18,52	Sirkulær	250	0,015
C93	J95	J96	71,83	Sirkulær	300	0,015
C94	J96	J97	30,95	Sirkulær	300	0,015
C95	J97	J99	50,67	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C96	J100	J99	76,83	Sirkulær	200	0,015
C97	J99	J101	46,98	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C98	J101	J102	39,85	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C99	J102	J103	38,98	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C100	J103	J104	34,80	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C101	J104	J105	37,46	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C102	J105	J106	72,98	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C103	J106	J107	60,29	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C104	J107	J89	37,03	Triangulær (bekk)	2000	0,04
C105	J89	Out 1	1,00	Sirkulær	2000	0,015
C106	J98	J97	135,81	Sirkulær	2000	0,015
C107	J7	J13	90,00	Sirkulær	300	0,015

Vedlegg K: Oversikt over kummer med tilhørende egenskaper.

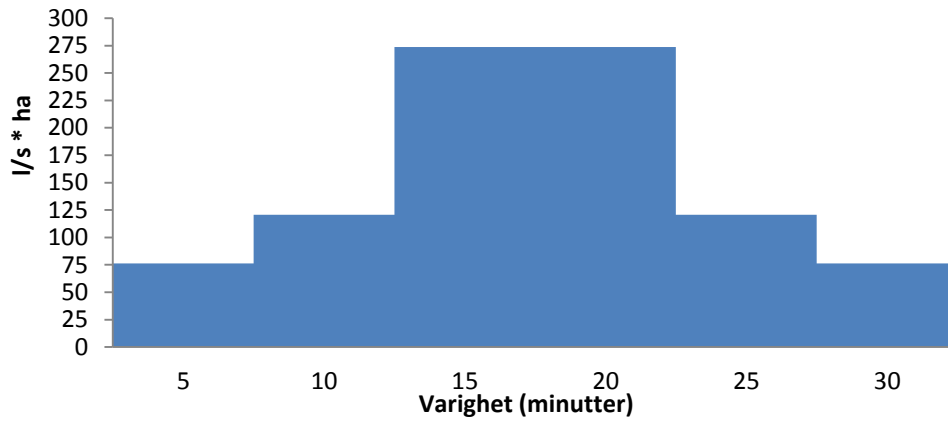
Knutepunkt nummer	Innvendig høyde (m.o.h.)	Dybde kum (m)	Terrenghøyde (m.o.h.)
J1	197,89	2,90	201
J2	192,68	3,11	196
J3	196,52	2,81	199
J4	187,61	3,38	191
J5	182,39	3,70	186
J6	179,27	3,31	183
J7	178,56	2,35	181
J8	203,00	2,00	205
J9	193,00	2,00	195
J10	187,93	2,00	190
J11	182,72	2,00	185
J12	182,50	2,00	185
J13	171,14	3,61	175
J14	159,04	7,22	166
J15	156,05	8,32	164
J16	154,36	3,24	158
J17	153,65	3,61	157
J18	149,70	3,04	153
J19	146,62	3,00	150
J20	143,44	3,71	147
J21	201,00	2,00	203
J22	199,00	2,00	201
J23	197,00	2,00	199
J24	192,00	2,00	194
J25	189,25	2,88	192
J26	188,15	3,19	191
J27	203,00	2,00	205
J28	193,00	2,00	195
J29	189,00	2,00	191
J30	188,00	2,00	190
J31	193,00	2,00	195
J32	186,00	3,00	189
J33	185,60	4,68	190
J34	185,41	3,06	188
J35	183,59	3,63	187
J36	182,00	2,00	184
J37	156,15	3,00	159
J38	155,56	3,00	159
J39	155,04	2,96	158
J40	152,81	3,22	156
J41	173,00	2,00	175
J42	167,00	2,00	169

J43	158,00	2,00	160
Knutepunkt nummer	Innvendig høyde (m.o.h.)	Dybde kum (m)	Terrenghøyde (m.o.h.)
J44	164,75	3,09	168
J45	154,98	3,17	158
J46	151,53	2,50	154
J47	149,40	2,65	152
J48	148,96	2,89	152
J49	147,90	3,74	152
J50	146,57	3,66	150
J51	146,41	3,38	150
J52	146,26	3,27	150
J53	146,10	2,00	148
J54	145,70	2,00	148
J55	144,01	2,00	146
J56	142,41	2,00	144
J57	140,99	2,00	143
J58	139,23	2,00	141
J59	138,06	2,00	140
J60	137,36	2,00	139
J61	153,85	2,97	157
J62	152,56	2,95	156
J63	151,01	2,78	154
J64	150,26	2,68	153
J65	148,53	2,92	151
J66	145,03	3,00	148
J67	160,80	4,44	165
J68	154,71	3,20	158
J69	154,19	6,44	161
J70	153,25	4,28	158
J71	151,88	4,32	156
J72	151,06	4,25	155
J73	155,71	2,98	159
J74	148,93	4,43	153
J75	148,13	3,31	151
J76	145,92	3,50	149
J77	145,75	2,70	148
J78	153,82	3,36	157
J79	145,08	3,77	149
J80	144,73	2,97	148
J81	136,45	2,00	138
J82	135,99	2,00	138
J83	132,51	4,17	137
J84	131,56	3,88	135
J85	129,90	3,80	134
J86	127,83	4,16	132
J87	162,01	4,68	167
J88	125,50	4,67	130

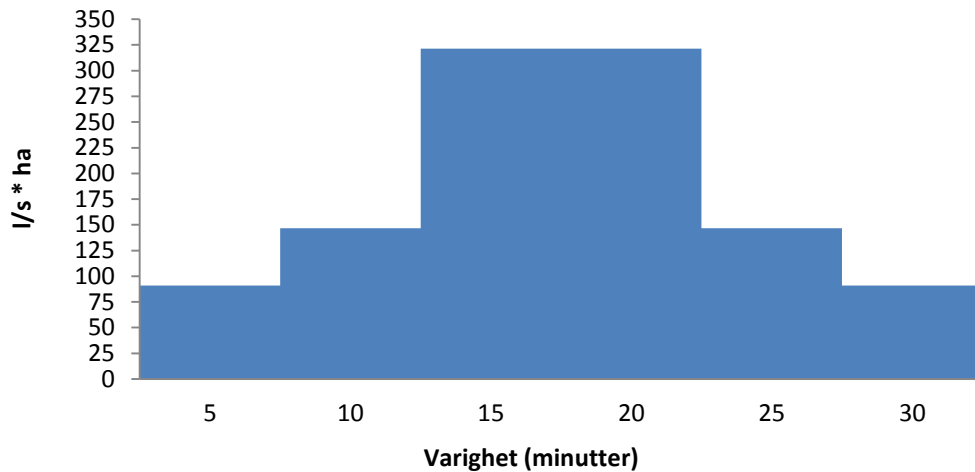
J89	124,78	2,50	127
Knutepunkt nummer	Innvendig høyde (m.o.h.)	Dybde kum (m)	Terrenghøyde (m.o.h.)
J90	152,79	2,42	155
J91	152,80	1,64	154
J92	151,62	1,86	153
J93	149,34	4,15	153
J94	147,75	2,50	150
J95	147,04	2,43	149
J96	143,00	3,26	146
J97	140,67	2,00	143
J98	145,14	7,69	153
J99	140,17	2,00	142
J100	140,89	2,62	144
J101	139,72	2,00	142
J102	138,82	2,00	141
J103	134,64	2,00	137
J104	132,97	2,00	135
J105	131,85	2,00	134
J106	130,53	2,00	133
J107	128,28	2,00	130
Out 1	123,78		

Vedlegg L: Regnhyetogram for 5, 10, 20, 50, 100 og 200 års gjentaksintervall med klimafaktor 1,5.

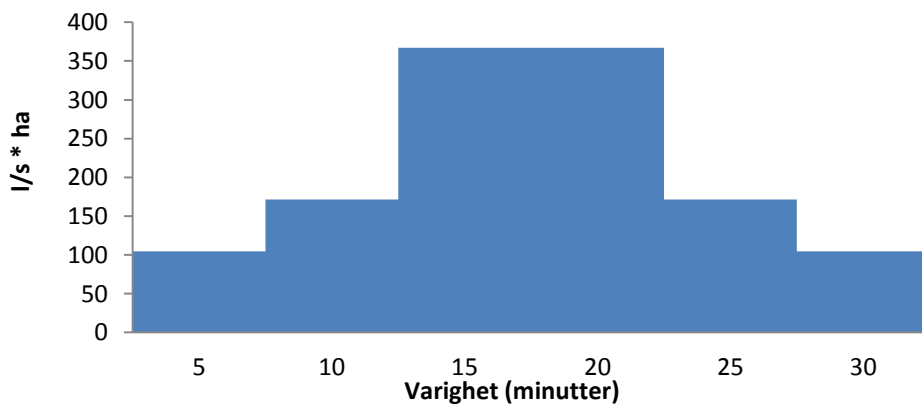
Regnhyetogram 5-årsregn



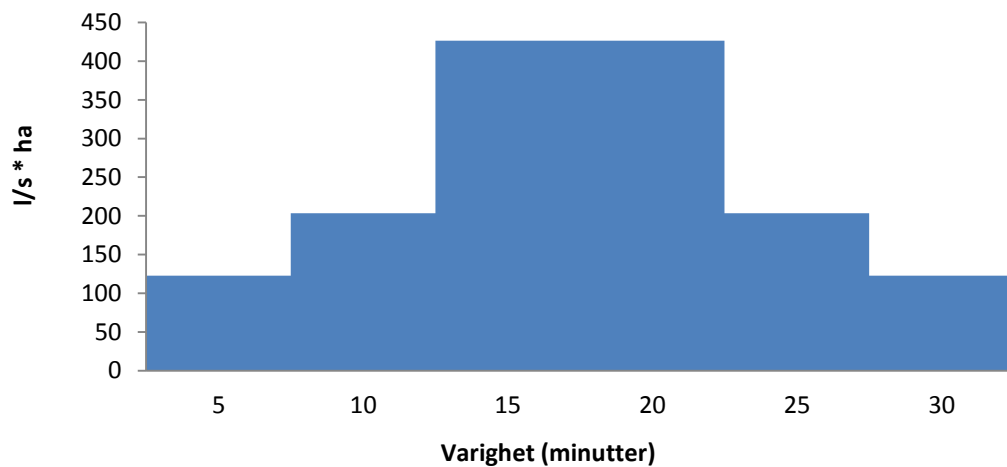
Regnhyetogram 10-årsregn



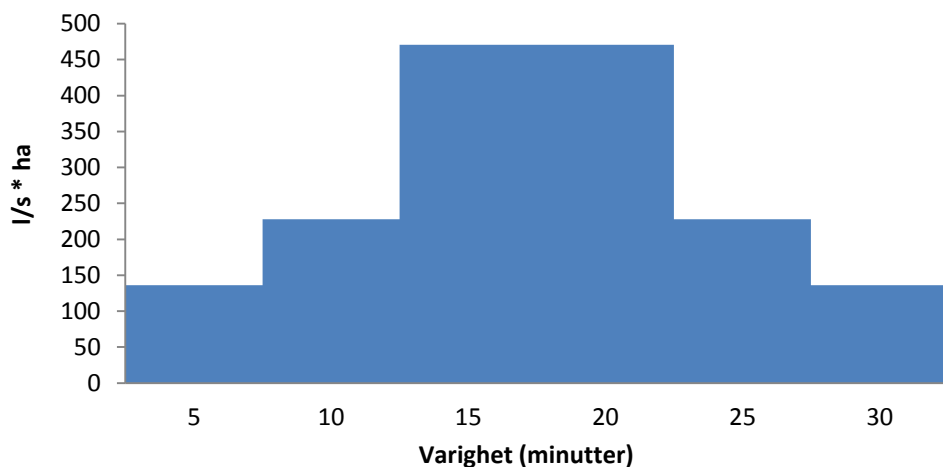
Regnhyetogram 20-årsregn



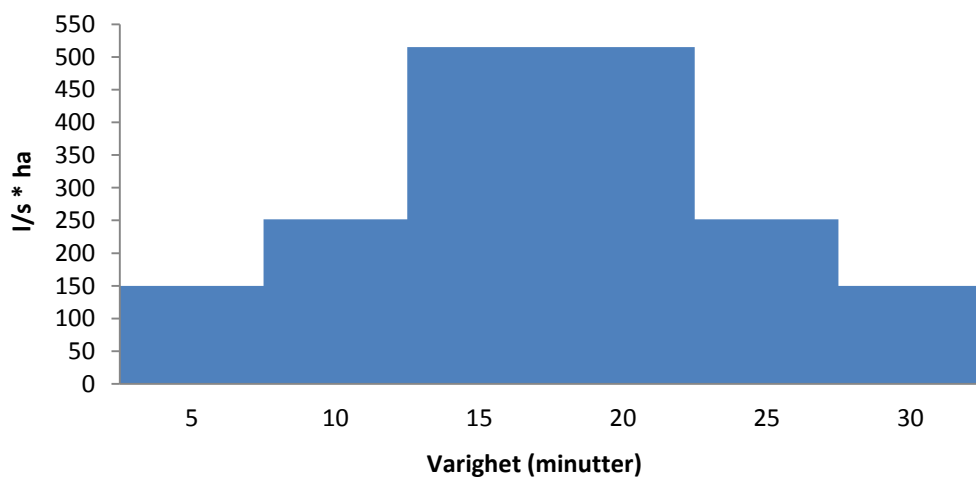
Regnhyetogram 50-årsregn



Regnhyetogram 100-årsregn



Regnhyetogram 200-årsregn



Vedlegg M: Oversiktsbilde av planlagt bygning i traseen for Bakåsbekken.

