



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2022 60 stp**

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

# **Kartlegging av utbredelse og egenskaper til topptetting på Brånåsdalen nedlagte avfallsdeponi i Lillestrøm**

Mapping the dispersal and characteristics regarding the  
top soil cover in the discontinued landfill at Brånåsdalen  
in Lillestrøm

Malin Hassum

Miljø og naturressurser

## I. Forord

Dette er den avsluttende oppgaven for to år ved masterstudiet Miljø og naturressurser ved Norges miljø og biovitenskapelig universitet. «Kartlegging av utbredelse og egenskaper til topptetting på Brånåsdalen nedlagte avfallsdeponi i Lillestrøm» har vært lærerikt og utfordrende tema å jobbe med. Det å skrive om en samfunnsrelevant problemstilling oppleves som givende. Oppgaven er et samarbeidsprosjekt med earthresQue Senter for Forskningsdrevet Innovasjon og Lillestrøm kommune. Det startet som en sommerjobb 2021 og feltarbeidet fortsatte gjennom høsten. Jeg har hatt stor faglig og personlig utvikling ved å være min egen prosjektleder. Oppgaven har lært meg å ta selvstendige beslutninger i felt, jeg har lært utrolig mye av å være ansvarlig for planlegging og gjennomføring av alt feltarbeid. Det har vært viktig å være løsningsorientert når utstyret ikke har fungert og uforutsette hendelser har oppstått.

Først vil jeg takke min veileder Helen Kristine French for å være lett tilgjengelig for telefonsamtaler under hele feltperioden. Jeg har fått god faglig veiledning. Selv når jeg har vært stresset, forvirret og frustrert så har jeg gått fra alle veiledningsmøtene topp motivert og med hode hevet.

Videre vil jeg rette en stor takk til Fredrik Nerol Beilegaard, NMBU. Uten din hjelp ville ikke ERT-modellen vært mulig. Takk til Christian Schöpke, IFE for mange gode råd og gjennomlesning av oppgaven. Takk til Christian Solheim og Irene E. Eriksen Dahl, NMBU for veiledning og bistand under glødetapsanalyse og kornfordelingsanalyse med pipettering.

Til slutt vil jeg takke min familie for god støtte gjennom hele studietiden, og min fantastiske samboer Erling Vikane Knutsen, for å dele lidenskapen for naturvitenskap og uvurderlig hjelp i felt. Du har vært støttende og motiverende gjennom hele prosessen, og vært klippen min når ting har sett mørk ut. Vi har hatt mange spennende faglige diskusjoner i felt og ved middagsbordet.

Jeg vil også takke alle andre som har bidratt til at denne oppgaven ble mulig og takke alle medstudenter for et innholdsrikt år på lesesalen.

## II. Abstract

The extent of the landfill boundary and cover layer at Brånåsdalen landfill were characterized through ERT surveys, soil analysis and infiltration measurements.

The ERT survey identifies a possible boundary between the sediments and bedrock. Due to several factors, it was not possible to differentiate the cover layer from the underlying landfilled material. The ERT survey also indicates that the landfill border may extend further laterally than previously assumed.

The infiltration tests show large variations in the hydraulic conductivity between each sample location. The hydraulic conductivity aligns with the soil grain distribution analysis at each respective sample location. This suggests that there is sufficient water conductivity to retain enough moisture in the upper layer to prevent excessive infiltration which could damage the soil cover layer. The thickness of this upper layer, as well as the amount of organic material is insufficient to preserve the underlying clay layer and oxidation of landfill gas. Due to the insufficient thickness, the landfill soil and clay cover layers are at increased risk of damage through erosion and cracking due to drought and freeze/thaw effects.

This study has shown that a combination of several methods to map the top soil cover properties provides a more comprehensive picture of the condition of the top soil cover that will be optimal for assessment of function. By setting requirements for fields descriptions, analysis methods and specific requirements for the masses in the top soil cover, subjective judgment and assumptions will be limited.

### III. Sammendrag

Studiet har kartlagt Brånåsdalen sitt tildekkede avfallsdeponi gjennom ERT undersøkelser, jordprøver og infiltrasjonsmålinger.

I ERT undersøkelsene er trolig øvre grensen ned til fjell, identifisert. Det var ikke mulig å skille deponerte avfallsmasser fra topptetting og underliggende marin leire. Avgrensede avfallsceller med lave resistivitetsverdier er gjennomgående. Det kan tyde på at ytre deponigrensen streker seg lengre utover i horisontal enn tidligere antatt.

Vannledningsevnen  $K$  [m/s] varierer stort mellom enkeltpunkter, men samsvarer med klassifisering av jordart fra kornfordelingsanalyse. Korngraderingen virker tilstrekkelig for å opprettholde fuktighet og sørge for kontrollert infiltrasjon av nedbør. Tykkelsen og innholdet av organisk materiale i toppdekket er ikke tilfredsstillende til å beskytte det underliggende leirelaget og oksidasjon av deponigass. Det gir en økt risiko for erosjon og uttørking av det impermeable tetningslaget.

Dette studiet har vist at en kombinasjon av flere metoder for å kartlegge toppdekkets egenskaper gir et mer helhetlig bilde av toppdekkets tilstand som vil være optimalt for vurdering av funksjon. Ved å stille krav til feltbeskrivelser, analysemetoder og spesifikke krav til massene i toppdekket vil faglig skjønn og antagelser begrenses.

## IV. Figurliste

**Figur 1:** Prinsipielle skisse av oppbyggingen til elder deponier etablert i ravinedaler. Under marin leire (lav permeabel) ligger naturlig berggrunn. Før etablering av deponi i ravinedaler, ble bekken lagt i rør som senere ligger under de deponerte avfallsmassene (etter). Ved avslutning av deponi ble deponiet tildekt med et vegetasjonsdekket (jordsmonn/sediment). Skisse er tegnet av Hassum, M etter beskrivelse fra (T. Mæhlum, Personlig kommunikasjon, 4.april 2022).

**Figur 2:** Oversiktskart over geografisk plassering av det nedlagte avfallsdeponiet på Brånåsdalen med Topografisk Norgeskart i gråtone som bakgrunnskart (Statens kartverk, 2007). Røddavgrønsing viser antatt ytre deponigrense.

**Figur 3:** Kart utsnitt over tidligere ravinebekker lagt om i omstøpte betongrør. Gullinje marker bekkelukkingene. Hentet fra (Norconsult AS, 2017).

**Figur 4:** Endring i terrenghøyde ved bruk av DTM (A) (Statens kartverk, u.å., -b), NGU sitt berggrunnskart B (Norges geologiske undersøkelse, 2010) og NGU sitt kvartærgeologiske løsmasser med raviner C (Norges geologiske undersøkelse, 2011). I (A) og (B) er Topografisk Norgeskart (Statens kartverk, 2007) og DTM skyggerelieff (Statens kartverk, u.å., -a) brukt som bakgrunnskart. Antatt ytre deponigrense indikert med rødlinje.

**Figur 5:** Nedbørfelt til det nedlagte avfallsdeponiet. Inndeling etter overvannshåndtering. Utarbeidet av (Norconsult AS, 2017).

**Figur 6:** Oppbygging av topptetting med de ulike lagene. Hentet fra (Laugesen et al., 2015).

**Figur 7:** Skjerm bilde tatt 12.06.2022 av treff ved googlesøk på «Brånåsdalen avfallsdeponi».

**Figur 8:** Oppfyllingskart viser fyllinger (gult rødt, oransje, rosa) og skjæringer (grønnfarger) i området ved Brånåsdalen (Bakke, 2017).

**Figur 9:** Resistivitet (Ohmm). Hentet fra (Geophysics foundations: Physical properties:Electrical resistivity of geological materials, u.å.)

**Figur 10:** Grunnleggende prinsipp av resistivitets målinger. Modifisert fra (Binley & Slater, 2020).

**Figur 11:** Flerkonfigurasjon med sett av fire elektroder. Viser hvordan endret a gir økt penetrasjonsdyp. Modifisert etter (Reynolds, 2011).

Figur 12: Oversikt over dataprosessering i ResIPy (Binley et al., 2020).

**Figur 13:** Oppsett av ERT utstyr i felt. Flerlederkabler koblet til Syscal Pro (IRIS Instruments) (A). Display (B). Elektrode tilkoblet flerleder-kabel med krokodille klype (C). Eksempel på ERT linje lagt ut i felt (D).

**Figur 14:** Vannledningsevne/hydraulisk konduktivitet (m/s) for kjente jordarter. Hentet fra (Cowi, 2019).

**Figur 15:** Alternativ metode for bestemmelse av d<sub>10</sub> ved tilpassing av et rektangel der avstanden mellom kornstørrelse 1 og 5 mm på x-aksen og mellom 10% og 60% på y-aksen (Richter & Lillich, 1975).

**Figur 16:** Oppsett av pipettering. Vannstrålepumpe A, Luft-åpning/trykkkompensator B, treveishane C, trykk-kompensator D, pipetten E, pipettevogna F, pipettespissen G, destillert vann H og begerglass med overskuddsmateriale J. Figur utarbeidet i PowerPoint av (Hassum, M 2022).

**Figur 17:** Feltundersøkelser presentert i kart utarbeidet i QGIS med Topografisk Norgeskart i gråtone som bakgrunnskart (Statens kartverk, 2007). Plassering til ERT profiler med profilnavn og elektrode avstand (A), plassering av jordprøvetaking (B) og plassering av gjennomførte infiltrasjonstester (C). Antatt ytre deponigrense markert med rød linje.

**Figur 18:** ERT profil A-5m og B\_5m. Lysere farge indikerer områder med mer usikkerhet. Svart stiplet linje viser tolket dybde ned til fjell.

**Figur 19:** Utarbeidet ERT 3D modell (Beilegaard, 2022) med flyfoto 2021 (Norge i bilder, 2021) og DTM (Statens kartverk, u.å., -b)20 sett fra Nitberg mot profil B\_5m. Borelogger (Halvoseren & Nygård) fra figur 26 er implementert i modellen. Hvit linje indikerer antatt ytre deponigrense.

**Figur 20:** Utarbeidet ERT 3D modell (Beilegaard, 2022) med flyfoto 2021 (Norge i bilder, 2021) og DTM (Statens kartverk, u.å., -b)20 sett mot profil D\_5m. Borelogger (Halvoseren & Nygård) fra figur 26 er implementert i modellen. Hvit linje indikerer antatt ytre deponigrense

**Figur 21:** Dybde ned til fjell. Mektighet til løsmassedekket og borehull registret i GRANADA (Norges geologiske undersøkelse, 2011-a, -b) med Topografisk Norgeskart i gråtone som bakgrunnskart (Staten kartverk, 2007). Antatt ytre deponigrense markert med rød linje.

**Figur 22:** ERT profil E\_5m, E\_1m\_del1, E\_1m\_del2. Lysere farge indikerer områder med mer usikkerhet

**Figur 23:** ERT profil C\_5m og C\_1m. Lysere farge indikerer områder med mer usikkerhet

**Figur 24:** Utarbeidet ERT 3D modell (Beilegaard, 2022) med flyfoto 2021 (Norge i bilder, 2021) og DTM (Statens kartverk, u.å., -b)20 sett mot profil E\_5m. Borelogger (Halvoseren & Nygård) fra figur 26 er implementert i modellen. Hvit linje indikerer antatt ytre deponigrense.

**Figur 25:** Utarbeidet ERT 3D modell (Beilegaard, 2022) med flyfoto 2021 (Norge i bilder, 2021) og DTM (Statens kartverk, u.å., -b)20 sett ovenfra. Borelogger (Halvoseren & Nygård) fra figur 26 er implementert i modellen. Hvit linje indikerer antatt ytre deponigrense.

**Figur 26:** Tolket logger fra navleboringer gjennomført av Norconsult AS (Halvorsen & Nygård, 2018). Metankonsentrasjonen nedover i dypet med angitt farge etter verdi. Tilhørende klassifisering med laggrenser som skiller topptetting (blågrå) og avfall/søppel (oransje).

**Figur 27:** QGIS Kart av K basert på Philip-Dunne (MPD) målinger med topografisk norgeskart i gråtone (Statens kartverk, 2007) og antatt ytre deponigrense er markert med rød linje.

**Figur 28:** Kornfordelingsanalyse av hele jordprøven, inkludert grov fraksjon fra prøvepunkter (figur 17 B).

**Figur 29:** Klassifisering av jordprøver ved hjelp av programmet GRADISTATv9.1.

**Figur 30:** QGIS Kart av glødetap (%) med topografisk norgeskart i gråtone som bakgrunnskart (Statens kartverk, 2007). Gruppe A fra 0-11/12 cm dyp (A). Gruppe B fra 10 opptil 30 cm dyp (B). Gruppe C fra 17 opptil 32 cm dyp (C).

## V. Tabelliste

Tabell 1 sorterings – og kornstørrelsekoefisient verdier for Hazen formel (Weight, 2008).

Tabell 2: Korreksjonstabell med korreksjonsfaktor for respektivt leirinnhold (Krogstad, 1992).

Tabell 3: Glødetap (%) korrigeret for leirinnhold.



## Innhold

I. Forord .....	1
II. Abstract .....	2
III. Sammendrag .....	3
IV. Figurliste .....	4
V. Tabelliste .....	7
Innhold .....	8
1.0 Introduksjon .....	9
1.1 Nedlagte deponier i ravinedaler .....	10
1.2 Hydrologiske forhold .....	11
2.0 Problemstilling og målsetting .....	13
2.1 Målsetting for oppgaven.....	13
3.0 Områdebeskrivelse.....	14
3.1 Geologi og landskap .....	17
3.2 Nedbørfelt.....	19
3.2 Lovverk for avslutting av deponi .....	20
3.3 Tidligere undersøkelser .....	21
3.4 Behov for andre kartleggingsmetoder .....	24
4.0 Materialer og metode .....	24
4.1 Kartlegging av område/grunnforhold.....	24
4.2 Karakterisering av toppdekket .....	30
4.3 Plassering og feltilpasninger .....	39
5.0 Resultat og diskusjon .....	40
5.1 Avgrensning til det nedlagte deponiet.....	40
5.2 Egenskaper til toppdekket .....	49
5.3 Kombinert tolkning av ulike metoder for deponikarakterisering.....	54
6.0 Videre arbeid.....	55
7.0 Konklusjon .....	56
8.0 Referanser .....	58
9.0 Vedlegg .....	63

## 1.0 Introduksjon

Historisk har avfallsdeponier og -fyllinger blitt brukt for å bli kvitt avfall. Dette avfallet har vært usortert og bestod av matavfall, plast og annet husholdningsavfall, ofte i kombinasjon med klokakkslam og industriavfall. Farlig avfall kan også være deponert (Miljødirektoratet 2019, 2020). I Norge finnes det over 1200 nedlagte deponier med varierende omfang og påvirkningsgrad (Miljødirektoratet, u.å.; Mæhlum, 2021). Generelt frarådes det å bygge på nedlagte deponier, men et økende arealpress gjør at flere kommuner i tiden fremover må ta stilling til omregulering og bygging på nedlagte deponier. I 2020 ble det utgitt en veileder (Miljødirektoratet 2020) som skal hjelpe kommuner og utbyggere med å gjøre de nødvendige vurderingene i forhold til regelverk, og andre hensyn som må vektlegges ved bygging på eller i ytterkanten (randsonene) til nedlagte deponier. I veilederen stilles det krav om konkret risikovurdering og detaljert utredning i planprosessen, som tar stilling til om det er helse- og miljømessig forsvarlig. Følgende forhold kan være aktuelle å vurdere og avsettes som byggeformål i kommuneplanen:

- Deponerte avfallstyper og innhold av organisk materiale
- Anslag på hvor store avfallsmengder som finnes i deponiet
- Deponiets utstrekning (horisontalt og vertikalt)
- Deponeringsperiode
- Nedbrytning av avfallet vil kunne gi gassdannelse og setninger
- Grunnen under og ved deponiet (hva denne består av, hvor tett den er)
- Tildekking og sikring av deponiet, inkludert mektighet av dekkmasser
- Geologiske, hydrogeologiske, miljøgeologiske og hydrologiske forhold

Av relevant lovverk for miljøhensyn trekkes følgende fram: Forurensingsloven, Avfallsforskriftens kapittel 9, Forurensingsforskriftens kapittel 2, Plan og bygningsloven og forskrift om konsekvensutredning (Miljødirektoratet, 2020)

En av hovedutfordringene med gamle avfallsdeponier er manglende oppfølging, overvåking og kontroll på mengder og hvilke avfallstyper som har blitt deponert. Farlig avfall kan være deponert uten særskilt tillatelse for denne avfallskategorien (Miljødirektoratet, 2019). Før 2009 var det tillatt å deponere biologisk nedbrytbart avfall (Avfallsforskriften, 2009, §9-4). Konsolidering og nedbrytning av organisk materiale vil kunne produsere deponigass og gi

setninger. Gasstransport og spredning i/fra gamle deponier påvirkes av flere faktorer, blant annet deponiets oppbygning, topografiske begrensninger og sammensetningen til avfallsmassene (Miljødirektoratet, 2019).

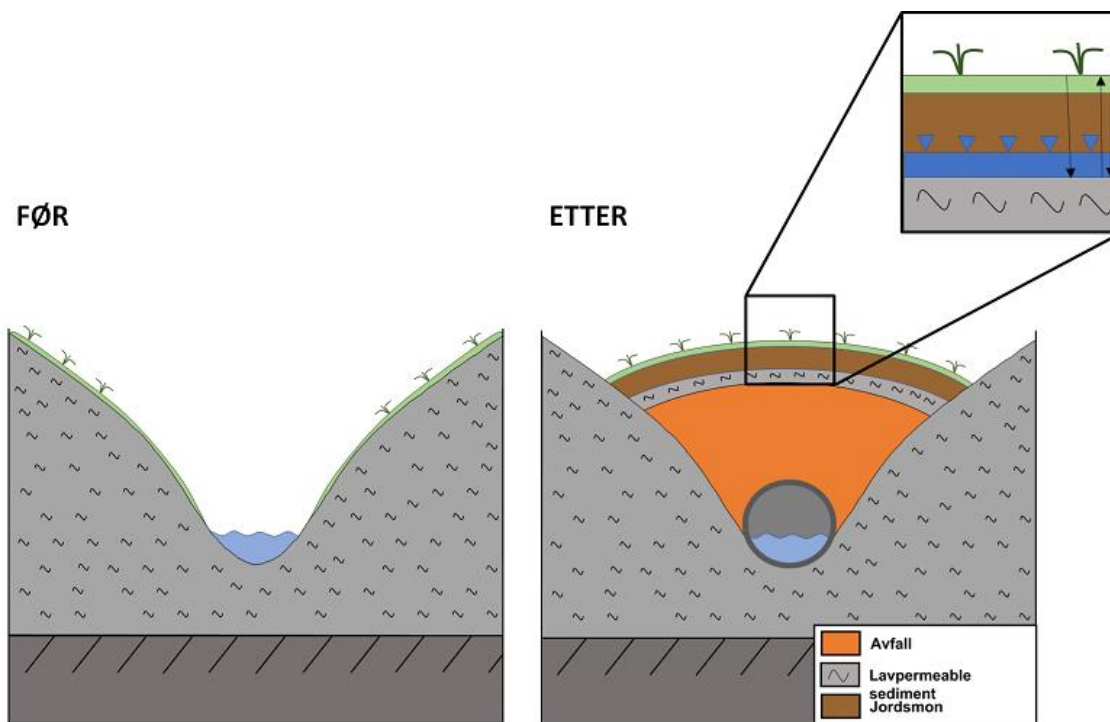
På begynnelsen av 1970-tallet startet deponeringen av avfall i ravinedalene ved Brånåsdalen i Lillestrøm kommune. Parallelt med avvikling av deponidrift ble det i 1975 påbegynt reguleringsarbeid for etablering av boliger tilgrensende avfallsdeponiet (Kluge Advokatfirma AS, 2019 b). Det har fått mye oppmerksomhet i media de siste årene etter det ble oppdaget setningsskader og innsig av metangass på enkelte av boligene. På bakgrunn av dette har det blitt gjennomført en rekke tiltak og et omfattende overvåkingsprogram for å bedre situasjonen, med målsetting om å hindre frigjøring av gass og infiltrasjon av vann ned i deponimassene (Pålegg av 23 jan 2018 fra Fylkesmannen i OA til Skedsmo kommune, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS, 2019a, bilag 53). Høy grunnvannstand vil gi anaerob nedbrytning og metanproduksjon, ettersom det vil være begrenset tilførsel av oksygen når alle porene i mettet sone vil være fylt med vann, gjengitt i (Christensen et al., 2019; Weight, 2008). Etterarbeidet knyttet til oppgradering av gassanlegg og overvannshåndtering, som en sentral del av opparbeidet park, ble avsluttet i slutten av desember 2020 (Gundersen, 2020). Det er også fremdeles stor usikkerhet knyttet til deponiets yttergrense og innhold, selv etter flere undersøkelser (Halvorsen & Nygård, 2018).

Usikkerheten knyttet til utstrekningen av avfallsdeponiet og egenskapene til topptettingen vil være utgangspunktet for denne oppgaven.

## 1.1 Nedlagte deponier i ravinedaler

Gamle deponier i ravinedaler er etablert hovedsakelig på marin leire, som fungerer som bunn- og sidetetting, over den naturlige berggrunnen. Den marine leira er overlatt av lagvis komprimert og blandet nedbrytbart avfall. Etter eldre deponipraksis ble det øverste avfallsslaget tildekket med et tett leirelag og et permeabelt vekstlag på toppen (figur 1) (T. Mæhlum, Personlig kommunikasjon, 4.april 2022,).

På bakgrunn av kunnskap om geologi og landskap vil etablering av avfallsdeponi i ravinedaler med marin leire ha en form for «tett» naturlig geologisk barriere. Leire har veldig lav vannledningsevne, eksempelvis gjengitt i (Schwartz & Zhang, 2003) og vil effektivt hindre utlekking og spredning av sivevann. Ved sprekker i leirelaget vil forurensede stoffer kunne lekke ut ned til dypereliggende grunnvann (Statens forurensingstilsyn, 2005).



Figur 1: Prinsipielle skisse av oppbyggingen til elder deponier etablert i ravinedaler. Under marin leire (lav permeabel) ligger naturlig berggrunn. Før etablering av deponi i ravinedaler, ble bekken lagt i rør som senere ligger under de deponerte avfallsmassene (etter). Ved avslutning av deponi ble deponiet tildekt med et vegetasjonsdekket (jordsmunn/sediment). Skisse er tegnet av Hassum, M etter beskrivelse fra (T. Mæhlum, Personlig kommunikasjon, 4.april 2022).

Lovverk knyttet til etablering, drift og avslutning av avfallsdeponi har vært gjennom flere ulike faser fram til i dag (figur 1.1 i vedlegg 1). Kravene til deponibarrierer har fulgt den kulturelle utviklingen av det moderne samfunnet, hvor hensyn til miljøet tar større plass sosialt og politisk, eksempelvis gjengitt i (Cossu & Stegmann, 2018). Avfallsforskriften kapittel 9 – deponibestemmelsene stiller strengere krav til side- og bunntetting og tydelige og spesifiserte krav til den geologiske barrieren i forhold til lovverk på 70-tallet. Når det gjelder krav til topptetting og toppdekket ved avslutning av avfallsdeponier er det hovedsakelig anbefalinger og opptil forurensningsmyndighet, som i de fleste tilfeller er kommunen, å stille krav som ivaretar hensynet til miljøet og eventuelt framtidig bruk av området. Dersom det er ansett som nødvendig kan stilles krav om topptetting for å redusere sigevannsdannelse og utslipp av deponigass (Avfallsforskriften, 2009; Miljødirektoratet, 2020).

## 1.2 Hydrologiske forhold

Fuktighet og tilgjengelig vann er en begrensende faktor som styrer en rekke biologiske og fysiokjemiske prosesser både i topptettingen, men også i de deponerte avfallsmassene. Blant

annet sivevannsdannelse og produksjon av deponigass, eksempelvis gjengitt i (Cossu & Stegmann, 2018; Pohland & Harper, 1985). Deponier som ikke er absolutt tette vil produsere sivevann hele eller deler av året (Statens forurensingstilsyn, 2005). Det er også en kontrollerende faktor for setninger i deponiet, eksempelvis gjengitt i (McDougall, 2008).

Toppdekket har som hensikt å både sikre optimal nedbrytning av avfall og beskytte det underliggende leirlaget mot tilstopping, uttørking og telehiv (Laugesen et al., 2015). For å oppnå dette er det nødvendig å få kontrollerte mengder med nedbør inn i systemet for å forsterke aktivitet og biokjemiske prosesser som biologisk nedbrytning, eksempelvis gjengitt i (Cossu & Stegmann, 2018). Infiltrasjonsevnen til toppdekket påvirkes av vanninnhold, luftbobler, porestørrelse og nedbørintensitet i umettet sone gjengitt i (Pierzynski et al., 2005; Tindall et al., 1999). I mindre porerom vil kapillære krefter kunne holde tilbake infiltrert nedbørsvann (feltkapasitet) mens i større porer vil overflødig vann dreneres bort gjengitt i (Weight, 2008).

Utforming av toppdekket og overvannstiltak på jordoverflaten påvirker hvordan vann ledes bort på overflaten (overflateavrenning). Deler av nedbøren vil kunne perkolere/infiltrere gjennom toppdekket eksempelvis gjengitt i (Cossu & Stegmann, 2018; Laugesen et al., 2015). Ved nedre grense mot det impermeable leirelaget vil det dannes et grunnvannsspeil eksempelvis gjengitt i (Schwartz & Zhang, 2003). Noe av vannet vil kunne perkolere ned til avfallsslaget. I nedre del av de deponerte avfallsmassene vil det dannes et nytt grunnvannsspeil eksempelvis gjengitt i (Cossu & Stegmann, 2018).

Leirjord vil ha større feltkapasitet og kan holde tilbake større vannmengder enn grusig/sandig jord som dreneres hurtig gjengitt i (Weight, 2008). Kapillære krefter og evatranspirasjonen fra etablert vegetasjon i toppdekket holder tilbake infiltrert nedbør gjengitt i (Cossu & Stegmann, 2018; Weight, 2008). Det begrenser fuktighet/vanninnhold i toppdekket og potensialet for perkolering ned til avfallsmassene. Dermed redusere sivevannsproduksjon (Cossu & Stegmann, 2018; Laugesen et al., 2015).

Deponier i drift før 2009 inneholder ofte mye biologisk nedbrytbart materiale eksempelvis husholdningsavfall, dehydrert septiktank- og kloakkrensseanleggsslam (Avfallsforskriften, 2009; Utskrift av møtebok for Skedsmo herredsstyresak nr 114 vedtak av 28 juni 1982, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS 2019a, bilag 15). Det kan gi økt risiko for metanproduksjon. Høyere metningsgrad gir større metanproduksjon. Økt fuktighet gir økt

aktivitet av metanbakterie. Oksygenfattige mettetzone favoriserer metanproduksjon (metan) inne i deponiet (Christensen et al., 2015).

Det er viktig at verken overflateaktivitet eller erosjon skader den beskyttende barrieren mellom toppdekket og avfallet. Sprekker i leirelaget kan frigjøre av deponigass til overflaten (Laugesen et al., 2015). Ved høy gassproduksjon vil det være stor varmereproduksjon fra oksidering av bakterier som kan gi tørkeskader på vegetasjon ved overflaten (Miljødirektoratet, 2019).

Sigevann inneholder ofte en sammensetning av organisk stoff, nitrogen, tungmetaller (jern, sink etc.) og organiske miljøgifter (BTEX, PAH, PCB, PFAS, olje m fl.) (Mæhlum, 2021). De kan forurensere omgivelsene og ha negativ effekt på nærliggende resipient. I avfallsmasser med lagvis mye plast vil sigevannet strømme i foretrukne veier (preferential flow). Plast i avfallet vil hindre perkolering av vann i avfallsmassene, mellom lag med mer permeabel jord. Dette gjør at fuktigheten i avfallsmassen kan variere veldig. En konsekvens av dette er at det i gamle deponier er avfall som blir liggende svært lenge før stoffer blir nedbrutt eller vaskes ut med vannet (Cossu & Stegmann, 2018; T. Mæhlum, 4.april 2022, Personlig kommunikasjon).

## 2.0 Problemstilling og målsetting

Tidligere deponipraksis har gått ut på å fylle opp tørrlagte ravedaler med avfallsmasser, ved å komprimere avfallsmassene med store maskiner og dekke til med jord mellom avfallsslagene. Etter avsluttet drift har avfallsmassene i deponiet blitt dekket til med et tett leirelag og et vekstjordlag på toppen (T. Mæhlum, 4.april 2022, Personlig kommunikasjon) En av utfordringene er at det per i dag finnes begrenset veiledningsmateriale om hvordan dette skal utføres og krav til massene.

Denne oppgaven har som mål å kartlegge den romlige utbredelsen av tidligere deponerte masser samt fordeling og egenskaper til topptetting.

### 2.1 Målsetting for oppgaven

Undersøkelsene skal svare på følgende spørsmål:

1. Er det mulig å kartlegge avgrensingen til det nedlagte deponiet?

2. Hvilken tykkelse og egenskaper har toppdekket?
3. Finne/kartlegge/undersøke metodenes egnethet for kartlegging av eldre deponier fra 60-70-tallet i Norge.

### Avgrensing til det nedlagte deponiet

Det er fremdeles stor usikkerhet knyttet til avgrensingen av deponiet. Elektrisk resistivitets tomografi (ERT) undersøkelsene har som formål å undersøke tykkelse og fordeling av de deponerte massene, leirelaget og dybde ned til fjell.

### Egenskaper til topptettingen

For å finne tykkelsen til toppdekket vil dybden ned til tørrskorpeleire vil kvantifiseres ved bruk av skovlbor ved prioriterte punkter og resultatet fra tidligere grunnundersøkelser. Det vil bli tatt ut jordprøver med skovlbor for å kunne vurdere innhold av organisk materiale ved glødetapsanalyse og sorteringsgrad basert på kornfordelingsanalyse. Modified Philip-Dunne (MPD)-infiltrometer vil bli brukt for å beregne vannledningsevne (hydraulisk konduktivitet) og vurdere infiltrasjonsevne til toppdekket.

### Mål og valgt metodikk

Vurdere metodenes egnethet for kartlegging av eldre deponier fra 60-70-tallet i Norge. Metodenes begrensinger og informasjonspotensialet vil bli vektlagt.

## 3.0 Områdebeskrivelse

Studieområdet, det nedlagte avfallsdeponiet på Brånåsdalen ligger i Lillestrøm, tidligere Skedsmo kommune, omtrent 17 km nordøst for Oslo (figur 2). Mer utfyllende informasjon og sentrale hendelser som har medført dagens situasjon, er trukket fram og presentert i tidslinjer knyttet til endret arealbruk, deponidrift og utvikling av lovverk, og kan ses i figur 1.1 og figur 1.2 i vedlegg 1.

I 1970 ble søknad om etablering av avfallsdeponiet godkjent med spesifisert instruks for deponidrift etter gjeldende lovverk (Helsesrådets godkjennelse, sitert i, Kluge Advokatfirma AS 2019a, bilag 1). Avfallsdeponiet var i drift i perioden 1971 til 1990 (Kluge Advokatfirma AS 2019b). Avfallsdeponiet hadde leiekontrakt med følgende grunneiere: Nitteberg, Hønsen og Skedsmo Tomteselskap (Utskrift av møtebok for Skedsmo herredsstyresak nr 114 vedtak av 28 juni 1982, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS 2019a, bilag 15). Det kommer fram fra opplysninger fra tidligere ansatte at det har skjedd avvik knyttet til mottatte avfallstyper og deponiets vedtatte avgrensing (Halvorsen & Nygård, 2018; Kluge Advokatfirma AS 2019b).

Reguleringsarbeidet for etablering av boligbebyggelse tilgrenset avfallsdeponiet ble påbegynt under driftsperioden. I forbindelse med innledende planarbeid i 1975 ble det i 1982 vedtatt å endre deponiavgrensning med begrenset deponering av avfallsmasser i nord-østlige raviner. For å kompensere for tapt fyllingsvolum ble utvidet deponering i sydlige raviner og tillatt å fylle 4 meter høyere enn planlagt (Utskrift av møtebok for Skedsmo herredsstyresak nr 114 vedtak av 28 juni 1982, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS 2019a, bilag 15).

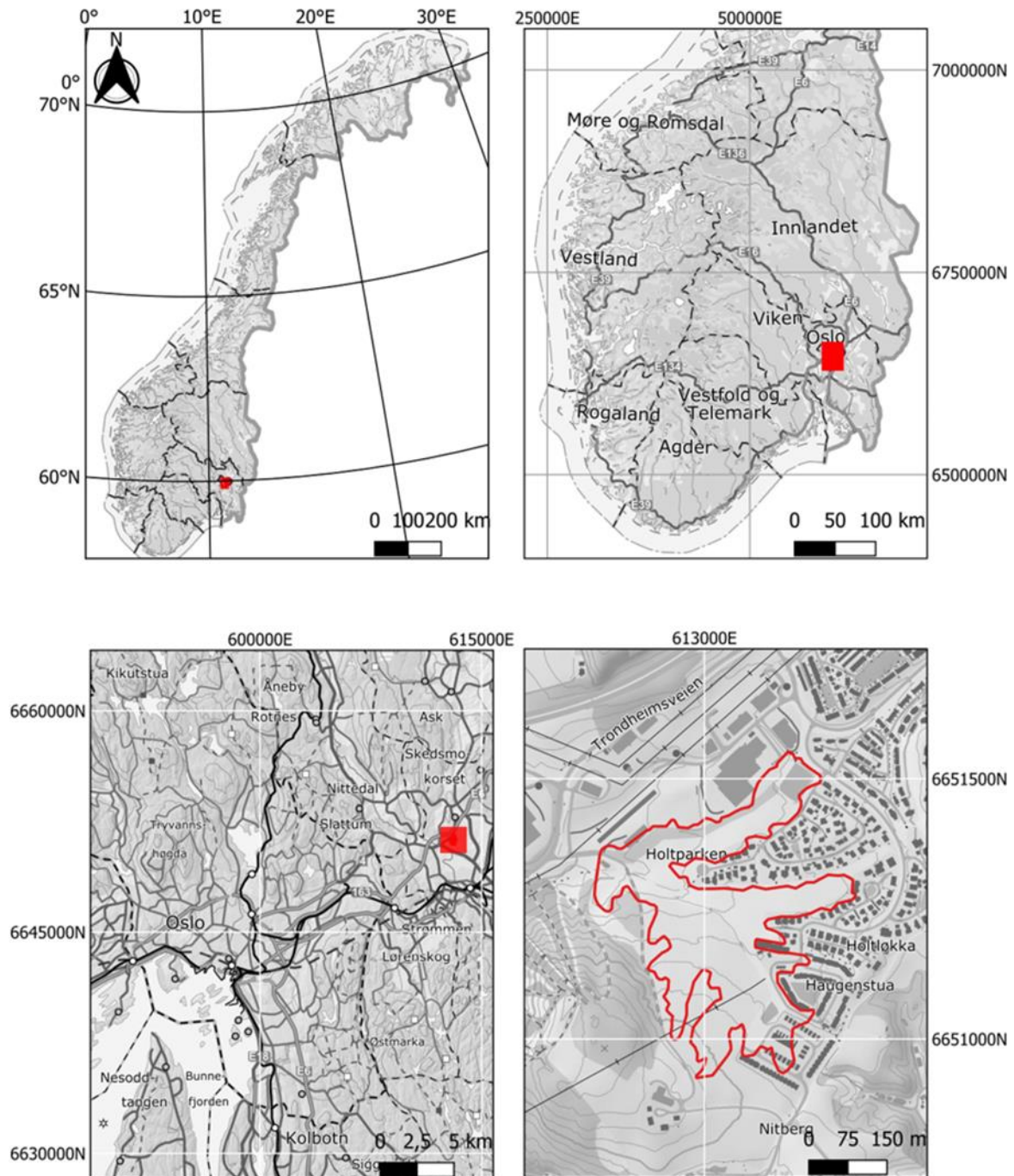
I forbindelse med behandling av tomtedelingsplanen Holt Vest felt B5, B6, B8 og B9 i 1987 ble det hentet inn litteratur knyttet til deponigass. Det ble også påpekt at det ikke tillattes boligbebyggelse på nedlagte deponier/gamle fyllinger i Oslo. Med full utskifting av avfallsmassene og etablering av avskjærende grøfter har industribygg blitt tillatt. Det trekkes også fram av kommuneingeniøren at hus ikke kan bygges over avfallsdeponiet og at det er betenkelig at del av enkelte tomter fremdeles er innenfor deponiavgrensning. Erfaring i utlandet og hjemme ble trukket fram knyttet til faren for eksplosjon og mulighet for konsentrasjon av giftgasser i bygg plassert på avfallsdeponier. Samt utviklingen av deponigass og eksponering over lang tid en antagelse om det ville ta 25-30 år (på daværende tidspunkt). Man vet i dag at det kan ta lengre tid. Det var derfor viktig å få inntegnet nøyaktig begrenning av avfallsdeponiet på tomtedelingsplanen (Skedsmo Helsestyre møtebok, møtedato 1 des 1987, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS 2019a, bilag 82).

Etablering/utbygging av tetnings-skjerm/membran av leire var gjennomgående tematikk og et sentralt vilkår for godkjenning av tomtedelingsplan. Den ble etablert i 1988. I Kluge sin gjennomgang av historikken stilles det spørsmål til hvem som har målt inn membran tegnet inn på reguleringskartet. Ettersom det kommer fram at eneste vilkåret innarbeidet i reguleringsbestemmelser var kravet om å anføre i skjøte på eiendommene, en bekreftelse om at det ikke er tillatt å grave i eller beskadige skjermen. Det ble ikke fulgt. De trekker fram at det hadde vært behov for nærmere klarering før utbygging fant sted (Kluge Advokatfirma AS, 2019b).



# Oversiktskart - Brånåsdalen

- Brånåsdalen
- Antatt ytre deponigrense



Figur 2: Oversiktskart over geografisk plassering av det nedlagte avfallsdeponiet på Brånåsdalen med Topografisk Norgeskart i gråtone som bakgrunnskart (Statens kartverk, 2007). Rødavgrensing viser antatt ytre deponigrense.

### 3.1 Geologi og landskap

Løsmassene på Brånåsdalen og område rundt ble avsatt under maringrense. Etter siste istid har landheving ført til tørking og eksponering av leirelagene avsatt på havbunnen under smelting av innlandsisen for 10 000 år siden. Bekker og elever har fått mulighet til å grave seg gjennom disse lagene og danne lokale v-daler eller forsenkninger som går nedover en bratt skråning, kjent som ravinedaler (Solberg, 2019; Vorren et al. 2013) (figur 4 C). Ren leire har veldig lav vannledningsevne eksempelvis gjengitt i (Schwartz & Zhang, 2003) og kan fungere som naturlig geologisk barriere og beskytte underliggende geologi- f.eks. sprekkvakviferer om vann og forurensningstransport.

Ved etablering av avfallsdeponiet på Brånåsdalen ble det etablert en bekkelukking nederst i ravinedalene og ravinebekkene ble lagt i omstøpte betongrør (figur 3) (Bakke, 2017; Utskrift av møtebok for Skedsmo herredsstyresak nr 114 vedtak av 28 juni 1982, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS 2019a, bilag 15). Etter bekkelukking ble det etablert en leirvoll med et sandfilterlag på fyllingssiden (Bakke, 2017; Skedsmo helserådsprotokoll i sak 105-70 av 18 juni 1970, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS 2019a, bilag 4). For deponier etablert i ravinedaler refereres leir/jordvoll til som fyllingsfront. Oppfyllingen av avfall startet ved fyllingsfronten der avfallsmasser ble tippet ut fra lastebiler ved kanten av ravinen (Mæhlum 4.april 2022, Personlig kommunikasjon). Opplysninger fra tidligere ansatte informerte om at det ble fylt masser helt inn i alle ravinedalene til innerste leirvegg. Den oppsatte utfyllingsplanen ble ikke fulgt (Bakke, 2017). Orientering om søppelfyllingen ved Holt gjengitt i (Orientering om søppelfyllplassen ved Holt, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS, 2019a, bilag 12) oppga at det oppsto utfordringer med komprimering på fyllingsfronten etter større mengder med slam ble tilført deponiet. Hjulasteren klarte ikke å ta seg fram i blanding av søppel og slam. Tilført slam ble lagt direkte fra slambil lagvis mellom søppel. Slam kunne også sjiktets inn i avfallsslaget og ble lagret i slamlaguner (kilde). Skadedyr som rotter og måker tiltrekkes av matavfall og er en kjent utfordring når omfanget til deponiet ble større (Mæhlum 4.april 2022, Personlig kommunikasjon) for å redusere dette ble søppellaget kontinuerlig tildekket med 30-50 cm jordlag slik at kun en liten del av fyllingen var åpen (Skedsmo helserådsprotokoll i sak 105-70 av 18 juni 1970, Registering av avfallsanlegget i 1979, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS, 2019a, bilag 4 og bilag 10).



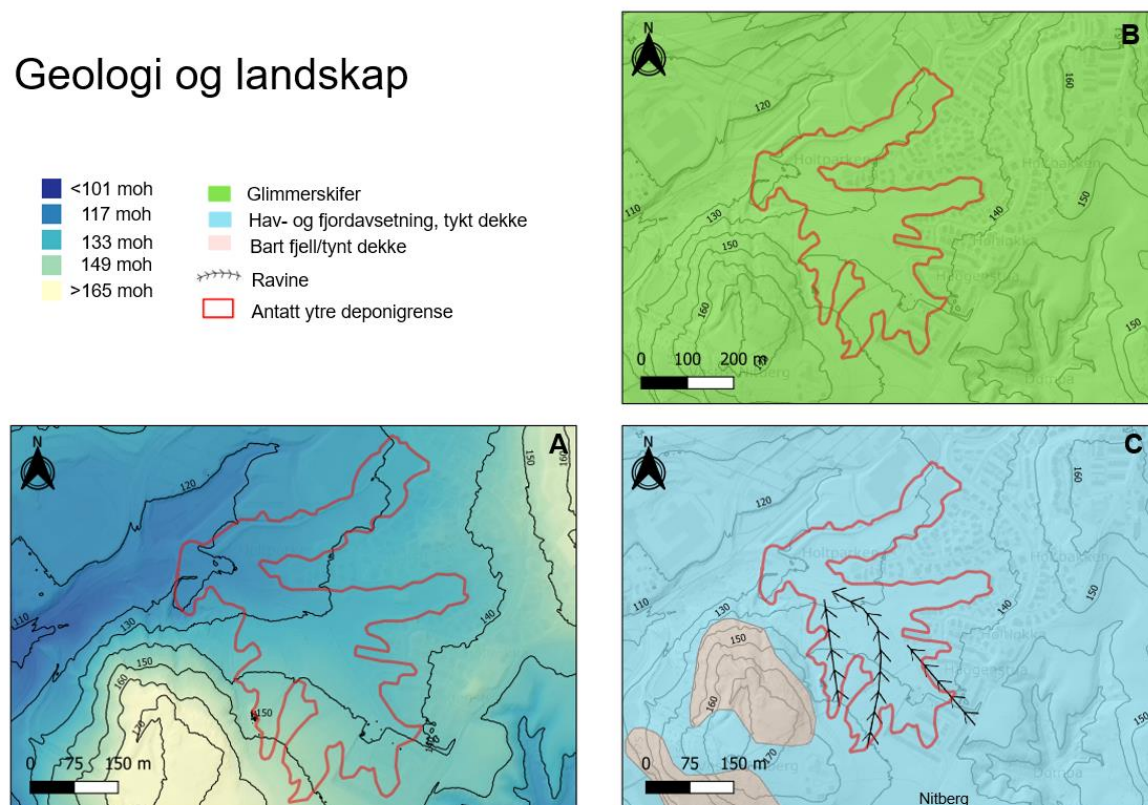
Figur 3: Kart utsnitt over tidligere ravinebekker lagt om i omstøpte betongrør. Gullinje marker bekkelukkingene. Hentet fra (Norconsult AS, 2017).

I 1932 ble arealene rundt Vestre Nitberg og Haugenstua brukt til innmark, beitemark, skog og granskog på jordmark (Haavelmo, 1950). I tjenesten «Norge i bilder» er eldste tilgjengelig flyfoto fra 1939 (figur 2.1 i vedlegg 2). Det viser at arealbruken ikke har endret seg fra 1932 og består hovedsakelig av innmark, beitemark og skog det inkluderer også Holt. Områdene var preget av naturlig ravinelandskap før etablering av avfallsdeponiet. Flyfoto fra 1974 og 1975 (figur 2.2 og 2.3 i vedlegg 2) er tatt under driftsperioden når de tidligere ravedalene ble fylt opp med avfallsmasser. Flyfoto fra 1986 figur 2.4 i Vedlegg 2 viser at hele deponiområdet er utjevnet/planert det er trolig i forbindelse med etablering av hovedledningsanlegget gjennom deponiet og klargjøring av tomter (Kart over ledningsnett for vann- og avløp med alder på ulike ledninger, datert 5. september 2018, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS 2019a, bilag 110; Kluge Advokatfirma AS, 2019b). Fra observasjoner i felt og flyfoto fra 2021 (figur 2.5 i vedlegg 2) preges landskapet i dag av gress, eng og opparbeidet blomsterbed med planter, buksler og trær. Samt inngrep som etablering av parkområdet, grusveier og bekkedar for overvannshåndtering.

Ved Vestre Nitberg er det et skogsområde på og rundt en fjellknaus med stedvis bart fjell det høyeste punktet i området er rundt 176 moh. De største endringene i terrenget nedenfor fjellknausen er fra Gasshuset til Nitberg med en høydeforskjell på over 33 meter (figur 4 A).

Berggrunnen på og rundt Brånåsdalen består av prekambriske omdannende dyp- og avsetningsbergarter dannet under ulike platetektoniske miljøer med en dannelses- alder mellom 1600-1520 millioner år NGU sitt berggrunnskart viser at berggrunnen består av glimmerskifer (figur 4 B) (Nordgulen et al., 2013).

## Geologi og landskap



Figur 4: Endring i terrenghøyde ved bruk av DTM (A) (Statens kartverk, u.å., -b), NGU sitt berggrunnskart B (Norges geologiske undersøkelse, 2010) og NGU sitt kvartærgeologiske løsmasser med raviner C (Norges geologiske undersøkelse, 2011). I (A) og (B) er Topografisk Norgeskart (Statens kartverk, 2007) og DTM skyggerelieff (Statens kartverk, u.å., -a) brukt som bakgrunnskart. Antatt ytre deponigrense indikert med rødlinje.

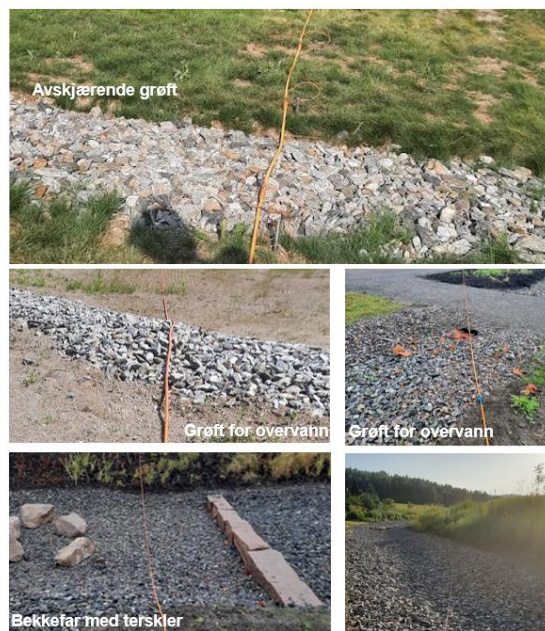
### 3.2 Nedbørfelt

Hele nedbørfeltet utgjør rundt 37,1 ha og forsenkninger i terrenget gjør at delfelt 0-8 drenerer ned mot felles utløp vist i figur 5. Mesteparten av vannet i delfelt 0 drenerer utenfor antatt ytre deponigrense men ble inkludert siden det drenerer ned mot felles overvannskum som samler opp drens vann fra deponiet. I notatet påpekes det at det er forskjell i nedbørfelt for nedbørvann som ledes i overvannsledninger og naturlig drenering spesielt under flom (Norconsult AS, 2017).

Flyfoto og observasjoner i felt viser at de fleste overvannstiltakene er innenfor delfelt 1b, 3, 8. Det er en kombinasjon av bekkefar med og uten terskler, grøft for overvann og avskjærende grøfter (Lillestrøm kommune, u.å., -a).

### Nedbørfelt og overvannstiltak

-  Nedbørfelt
-  Antatt ytre deponigrense
-  Utløp

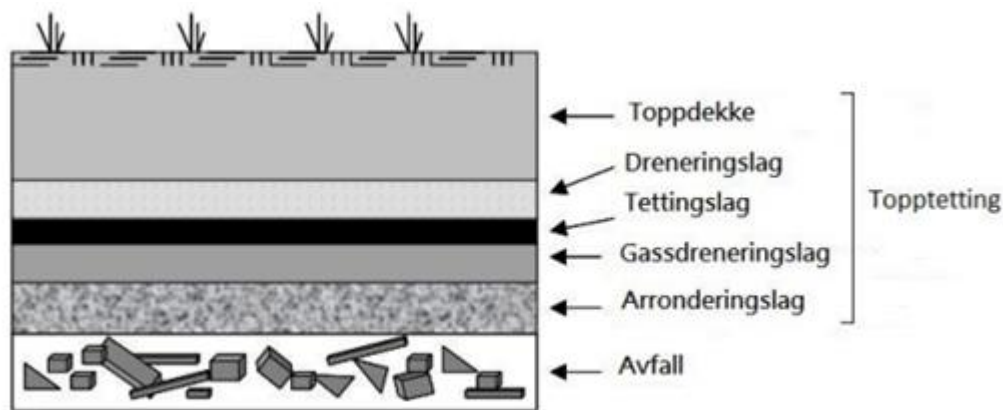


Figur 5: Nedbørfelt til det nedlagte avfallsdeponiet. Inndeling etter overvannshåndtering. Utarbeidet av (Norconsult AS, 2017).

## 3.2 Lovverk for avslutning av deponi

Advokat firmaet Kluge AS har på oppdrag fra Skedsmo kommune utarbeidet en rapport om historikken til avfallsdeponi på Brånåsdalen (Kluge Advokatfirma AS, 2019b). Ved etablering av avfallsdeponiet var gjeldende lovverk omfattet av Sunnhetsloven av 16.mai 1860, Helseforskrifter for Skedsmo og en forskrift om oppbevaring av avfall og renovasjon. I 1970 godkjente helserådet søknad om etablering med betingelser om at fyllingens overflate og sideskråninger skulle tildekket med minst 15-20 cm lag med jord, grus eller sand. Fyllingsfronten skulle også tildekket dager det ikke skulle tilføres nye avfallsmasser dagen etter (Skedsmo helserådsprotokoll i sak 105-70 av 18 juni 1970, Skedsmo helseråds protokoll i sak 188-70 av 9 desember 1970, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS 2019a, bilag 4 og bilag 5). Rapporten (Kluge Advokatfirma AS, 2019b) antyder at lukking/tildekking av et tett leirelag oppå avfallsmassene oppfattes å ha vært et av kravene ved avslutning. I årsrapporten fra 2002 kommer det fram at ca. 2/3 av avfallsdeponiet er tildekt med kompakt blåleire. Tykkelsen til laget varierer fra 2-5 meter (Årsrapporten for 2002 av 12 juni 2003, gjengitt i,

Kluge Advokatfirma AS, 2019a, bilag 34). Ved utbygging av Nitteberg hage kan topplaget ha blitt «påvirket/skadet». Det gjennomføres kontinuerlig overvåking og oppfølging av gassutvikling og sigevannsdannelsen (Brev av 13 jan 2017 fra Fylkesmannen i OA til Skedsmo kommune, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS, 2019a, bilag 51). Etter avvikling av avfallsdeponiet på Brånåsdalen i 1991 har det kommet to veiledere som omhandler avslutning av deponier. I 2003 kom første veileder til deponiforskriften hvor man kunne stille krav til topptetting dersom det var ansett som nødvendig å forhindre sigevannsdannelse (Statens forurensingstilsyn, 2003). Deponiforskriften ble opphevet i 2004, kravene til topptetting er i dag underlagt avfallsforskriften. I 2015 kom det en oppdatert veileder for avslutning og etterdrift av deponier angående utforming av topptetting (figur 6). Toppdekket har som hensikt å hindre tilstopping, uttørking og tele i tillegg til å lede størsteparten av nedbørsvann vekk fra deponiets overflate. Det anbefales en tykkelse på >1 meter. Det stilles krav til rene, inerte masser (Laugesen et al., 2015).



Figur 6: Oppbygging av topptetting med de ulike lagene. Hentet fra (Laugesen et al., 2015).

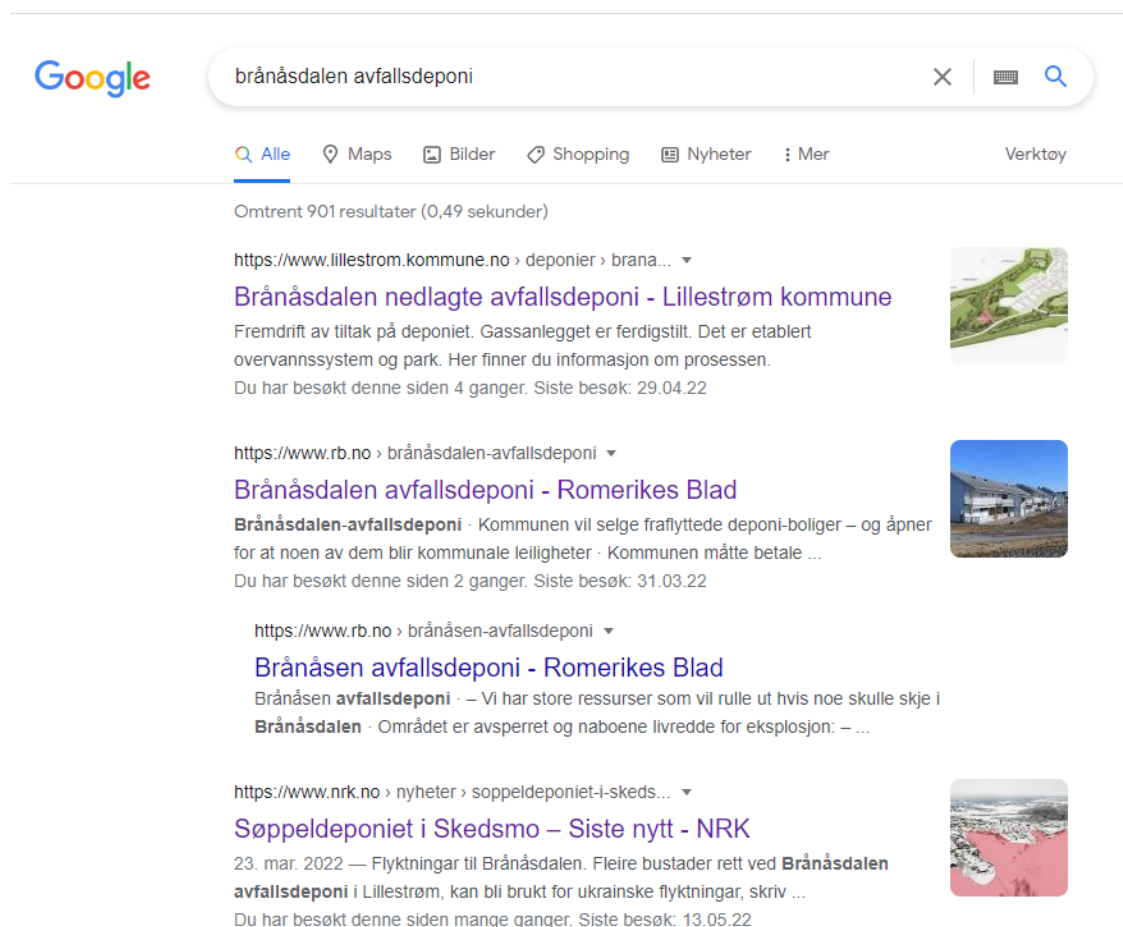
### 3.3 Tidligere undersøkelser

Lillestrøm kommunen har opprett en egen nettside for Brånåsdalen nedlagte avfallsdeponi for å oppdatere og tilgjengeliggjøre informasjon for innbyggerne og andre interesserte. Det er samlet informasjon om fremdrift av tiltak, status og drift på det nedlagte avfallsdeponiet. På nettsiden er det publisert 74 tidligere rapportere og dokumenter som handler om arbeidet med deponiet, overvåkningsprogram og vurdering av disse (Lillestrøm kommune, u.å., -b).

Et søk på «Brånåsdalen avfallsdeponi» gir 901 treff i google sin søkemotor. Det nedlagte avfallsdeponiet har fått mye oppmerksomhet i media de siste årene (figur 7). I 2010 ble det rapportert om lukt, misfarging av gress og ødelagt hekk nær eiendommen i Lensmann Klevs vei 188. Problemene var forårsaket av utlekking av deponigass fra det nedlagte

avfallsdeponiet. I 2015 hadde eiendommen og boligen fått setningsskader. Iverksatte tiltak var ikke tilstrekkelig så bolig ble kjøpt av kommunen og revet 2017 (Rådmannens saksfremlegg til kommunestyret i sak 2010-7322 av des 8 2016, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS, 2019a, bilag 50). I 2016 iverksatte kommunen kartlegging av gassproblematikk i boligområdet Holt Vest. Det ble registret innsig av deponigass i rundt 1/5 av undersøkte boliger. 14 av 22 undersøkte boliger hadde skjevheter (Bakke, 2017).

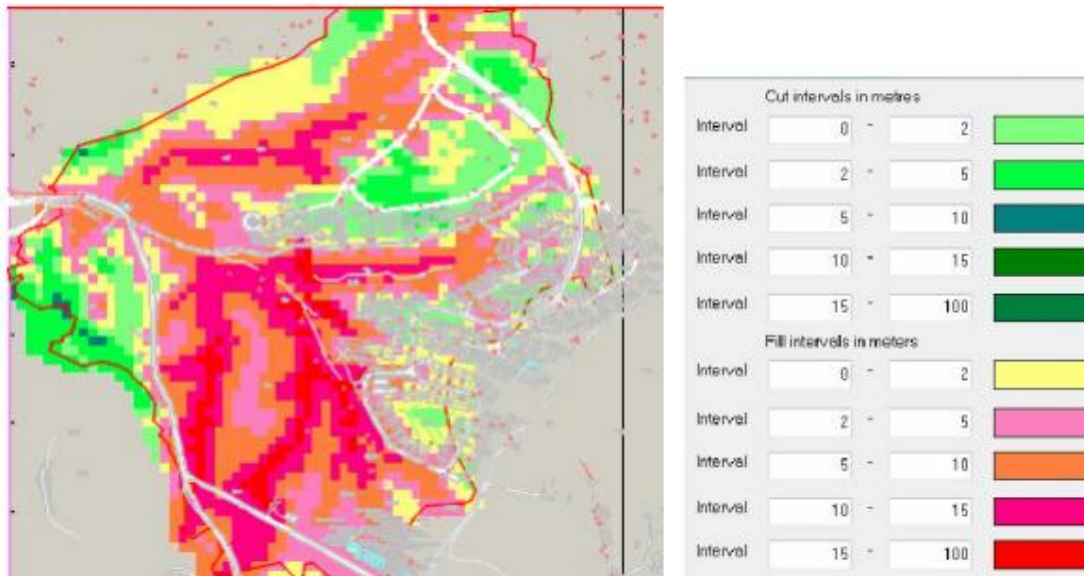
På bakgrunn av dette ble Skedsmo kommunen som ansvarlig forurensere pålagt å gjennomføre undersøkelser for det nedlagte avfallsdeponiet og utarbeide en risikobasert handlingsplan for tiltak og videre undersøkelser av det nedlagte avfallsdeponiet i 2017. Enkelte av punktene gikk ut på å kartlegge deponiets yttergrenser og undersøke hvilken type avfall som ble deponert. Mulige tiltak for å begrense forurensing fra avfallsdeponiet og håndtering av overvann/topptetting (Rådmannens saksfremlegg til kommunestyret i sak 2010-7322 av des 8 2016, Brev av 13 jan fra Fylkesmannen i OA til Skedsmo kommune, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS, 2019a, bilag 50 og bilag 51).



Figur 7: Skjerm bilde tatt 12.06.2022 av treff ved googlesøk på «Brånåsdalen avfallsdeponi».

På oppdrag for tidligere Skedsmo kommune har Norconsult utarbeidet et lokalt nedbørfelt for det nedlagte deponiet på Brånåsdalen (figur 5). Det er basert på kartstudier, feltbefaring og inndeling av delfelt med hensyn på overvannshåndtering (Norconsult AS, 2017).

Norconsult AS ble også leid inn for å kartlegge deponiets yttergrense. Det ble først utarbeidet et oppfyllingskart basert på digitalisering av terrengkoter som er med på å gi et bilde om hvordan det opprinnelige terrenget ble endret (figur 8) (Bakke, 2017).



Figur 8: Oppfyllingskart viser fyllinger (gult rødt, oransje, rosa) og skjæringer (grønnfarger) i området ved Brånåsdalen (Bakke, 2017).

Det ble gjennomført miljøtekniske grunnundersøkelser med navlebor i tre omganger (November 2017, juni 2018, oktober 2018) for å undersøke hvor avfall kunne påtreffes i grunnen. Resultat fra boringene viser at grensen for deponerte masser ligger nær boliger, antatt deponigrense måtte justeres etter disse undersøkelsene. Registrerte høye metankonsentrasjoner korresponderte godt med funn av søppel (Halvorsen & Nygård, 2018).

I forbindelse med reguleringsarbeid for etablering av boliger i 1993/94 og 2016 har det blitt gjennomført flere grunnundersøkelser for å kartlegge deponimasser, masseutskifting og utstrekning (kilde).

- 1987 skovelboringer Holt Vest (Haukelid AS) sitert i bilag 72
- 1990 Masseutskifting av en del av Haugenstua på Holt- Vestvollen) sitert i bilag 130
- 1992 Holt Vest grunnundersøkelser, geoteknisk vurdering (Noteby) sitert i 169
- 1999 Grunnundersøkelser på tomten Haugenstua på Holt-Vestvollen (Grøner AS) sitert i bilag 130 og 131



2018 Miljøtekniske grunnundersøkelser med navlebor (Halvorsen & Nygård, 2018).

### 3.4 Behov for andre kartleggingsmetoder

Frem til nå har det blitt gjennomført en rekke punktmålinger både for å kartlegge grunnforhold og gassmålinger (Kluge Advokatfirma AS, 2019a, 2019b; Lillestrøm kommune, u.å., -b). Med punktmålinger kan det være utfordrende å konstatere om prøvepunktet ligger i randsonen eller inne på deponiet, ettersom oppbygningen og sammensetningen til deponimassene er komplisert. Det er fremdeles stor usikkerhet knyttet til deponiyttergrensen. De siste boringene førte til negative ulemper blant annet lukt (Halvorsen & Nygård, 2018). Fordelen med å undersøke deponiutstrekning ved hjelp av Elektrisk resistivitets tomografi (ERT) er at det er en rask og effektiv metode som vil kunne danne grunnlaget for mer helhetlig forståelse av oppbygningen til deponiet ettersom metoden gir bilde av undergrunnen i 2D (Reynolds, 2011). Samtidig unngår man graving i avfallsmasser som potensielt kan føre til frigjøring av deponigass og gi lukt problemer.

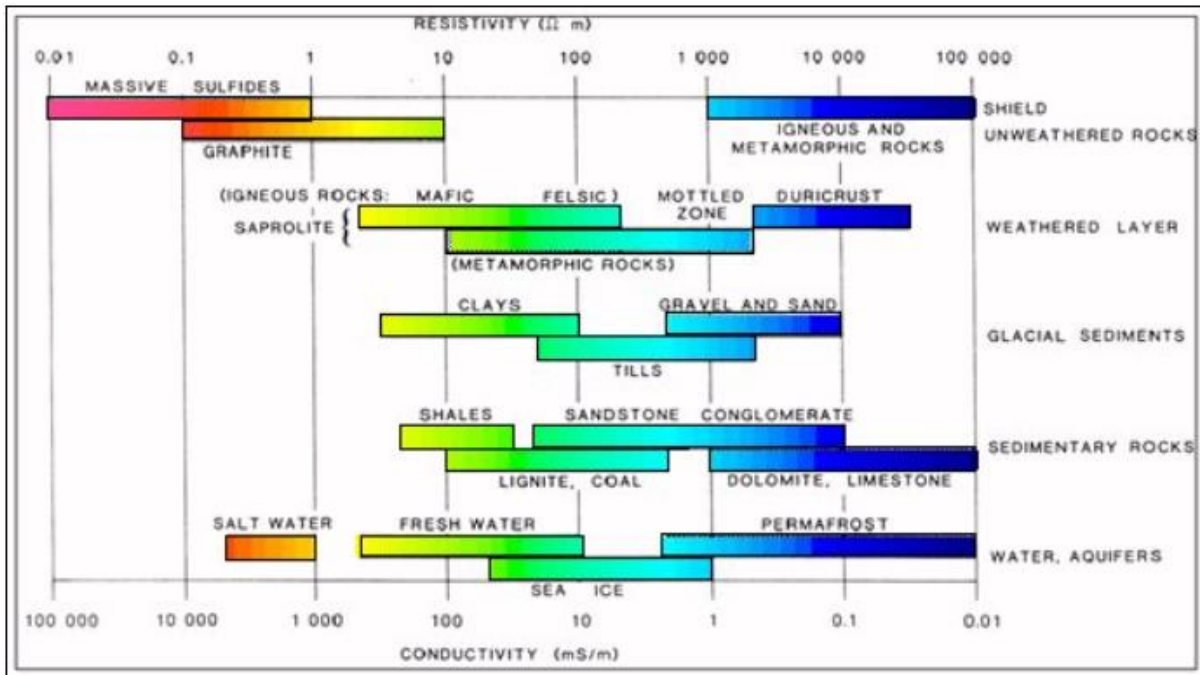
## 4.0 Materialer og metode

### 4.1 Kartlegging av område/grunnforhold

Kartlegging av toppdekket og utstrekning av deponerte masser med elektrisk resistivitetmålinger beskrives i det etterfølgende.

#### Teori Elektrisk resistivitets tomografi (ERT)

Resistivitet er en materialeegenskap med stor variasjon i undergrunnen og er avhengig av en rekke kontrollerende faktorer som endring i porevolum og vanninnhold (Binley & Slater, 2020). Elektrisk resistivitet tomografi (ERT) er en aktiv geofysisk kartleggingsmetode som kan brukes for å undersøke denne materialeegenskapen indirekte. Mineralsammensetning, kornstørrelse og sammensetningen til porevannet i undersøkelsesområdet har stor betydning for den elektriske ledningsevnen til materialet (invers av resistivitet) (Binley & Slater, 2020; Reynolds, 2011). Figur 9 viser teoretisk fordeling av både resistivitet i ohm meter og elektrisk ledningsevne (invers av resistivitet) i microsimens/meter. Leire har høy konduktivitet og leder strøm godt. Det gir lite motstand og en lav teoretisk resistivitetsverdi når en elektriskstrøm passerer gjennom materialet, i motsetning til sand og grus. (Elektriskstrøm velger veien med minst motstand).



Figur 9: Resistivitet (Ohmm). Hentet fra (Geophysics foundations: Physical properties:Electrical resistivity of geological materials, u.å.)

Ved ERT undersøkelser brukes ohms lov (1) til å beskrive elektrisk ledningsevne i jord og beregne resistivitet. Essensen til loven går ut på at en elektrisk strøm forflyttes gjennom en masse som vil motvirke spenningen over et tverrsnitt av materiale (resistor), og ledningsevnen gjennom dette, gjengitt i Binley & Slater, 2020; Reynolds, 2011; Young & Stadler, 2019)

$$R = \frac{V}{I} \quad (1)$$

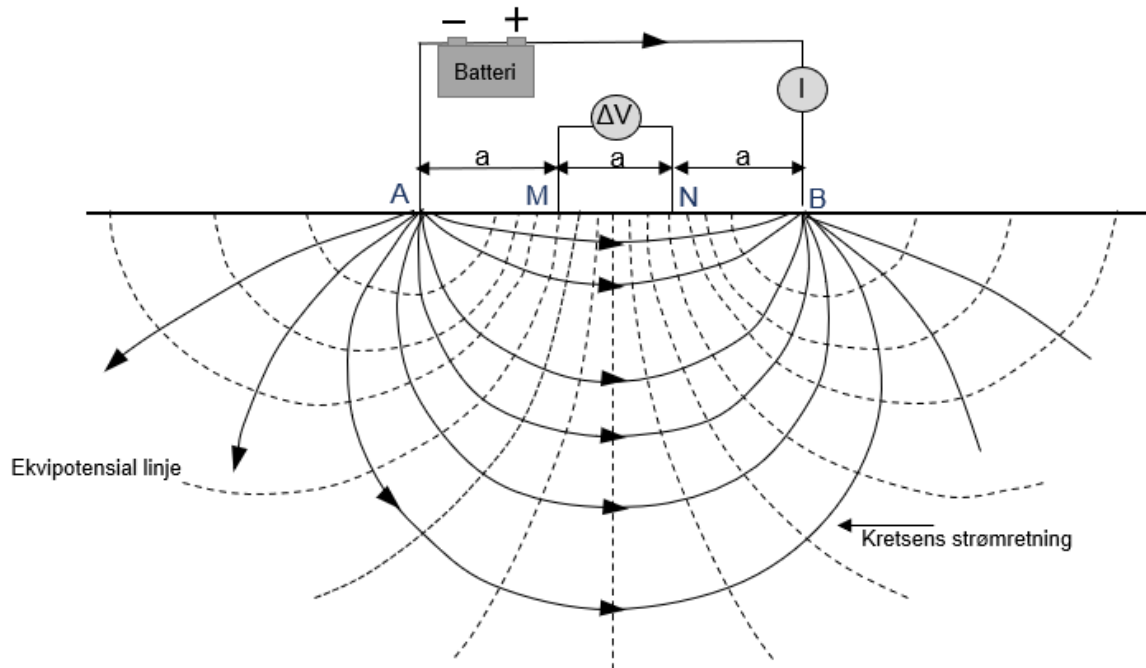
R = resistans

V= tilført spenning

I = strøm gjennom materiale

De fleste moderne resistivitetsmålinger (ERT) bruker en 4 elektrode tilnærming med 2 strømelektroder (AB) og 2 spenningselektroder (MN). Et batteri som spenningskilde og strøm tilføres i en lukket krets mellom A og B. Spenningsforskjellen måles mellom M og N. Når strømelektroden er lokalisert på jordoverflaten i et homogent og isotropisk medium, vil det dannes halvkuleformete elektriske ekvipotensiale linjer (figur 10). Undergrunnen er ikke

homogen, så den målte resistiviteten er ikke «sann», men tilsynelatende resistivitet. Det er ikke en fysisk jordegenskap, men en gjennomsnittsverdi av undergrunnen tatt i betraktning som homogen, gjengitt i (Reynolds, 2011).



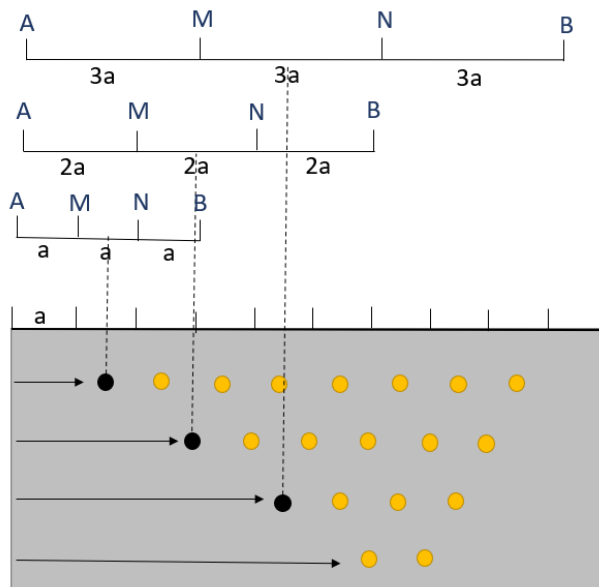
Figur 10: Grunnleggende prinsipp av resistivitets målinger. Modifisert fra (Binley & Slater, 2020).

Den tilsynelatende resistiviteten er et produkt av målt resistivitet og en geometrisk faktor  $K$  som er gitt for elektrode konfigurasjonen. Den geometriske faktoren tar i betraktning geometrisk spredning av elektroder og gjør at tilsynelatende resistivitet oppgis i ohm-meter (Reynolds, 2011). I denne studien har alle ERT undersøkelsene blitt gjennomført med Wenner konfigurasjon med en gitt avstand mellom alle elektrodene (figur 10) Den geometriske faktoren for Wenner uttrykkes av formel (2).

$$K = 2\pi a \quad (2)$$

Penetrasjonsdyppet avhenger av avstand  $a$ , hvor økt avstand mellom elektrodene gir dypere penetrasjonsdyp. Liten avstand mellom spenningselektrodene gir et bedre signal mot støy (Everett, 2013; Reynolds, 2011).

ERT undersøkelsene har blitt gjennomført med to kabelsett. Et kabelsett med  $a=1\text{m}$  avstand mellom elektrodene og det andre med  $a=5\text{m}$ . Prinsippet for hvordan undersøkelse dybden øker med økt avstand mellom elektrodene er vist i figur 11. Generelt vil kabelsett med  $a=1\text{m}$  og maksimal lengde på 95 m gi penetrasjonsdyp ned til rundt 15 m, mens kabelsett med  $a=5\text{m}$  med maksimal lengde 475 m gi penetrasjonsdyp ned til rundt 68 m.



Figur 11: Flerkonfigurasjon med sett av fire elektroder. Viser hvordan endret  $a$  gir økt penetrasjonsdyp. Modifisert etter (Reynolds, 2011).

Før invertering av data bør feil eller feilaktig rådata for tilsynelatende resistivitet fjernes. Ettersom det kan påvirke troverdigheten av den endelige modellen. Eksempelvis kan dårlig elektrodekontakt forårsake at ikke tilstrekkelige mengder strøm blir injisert ned i bakken. Det kan gi feil under undersøkelsen som ikke representerer sann resistivitetsmåling. Gjengitt i (AL-Hameedawi, 2019; Reynolds, 2011).

### Inversjonsmodell

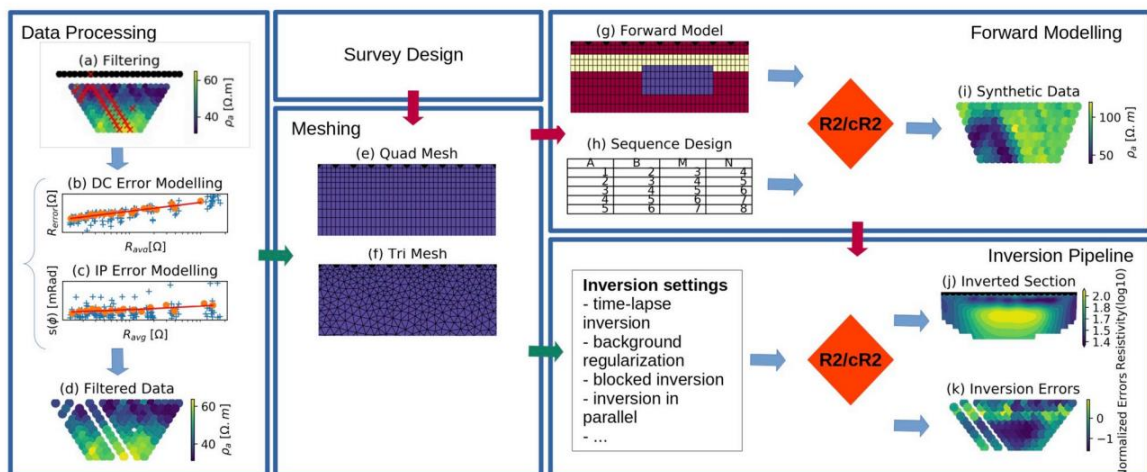
Verdiene for hver måling av målt tilsynelatende resistivitet gir grunnlaget for et tomogram. Det viser resistivitetsfordelinger i et 2D snitt av undergrunnen basert på overflatemålingene av A og I (1). En integrert del av inversjonsmodellen er ulike prosedyrer for å avsløre variasjoner av elektrisk ledningsevne i undergrunnen. Det involverer løsninger av en rekke matematiske likninger. Blant annet likning for elektrodekonfigurasjon (2). Dette for å vurdere hvor godt modellen stemmer overens med de måle verdiene. Inversjonsmetoden blir brukt for

å kunne bestemme sann resistivitet av undergrunnen fra tilsynelatende resistivitet AL-  
Hameedawi, 2019; Binley & Slater, 2020; Reynolds, 2011)

### Filtering/kvalitetssikring av data inkl. topografi

Programvaren ResIPy (resistivitet og induisert polarisering med python) har blitt brukt for dataprosessering. Programmet er kodet i Phyton og er tilgjengelig for alle. Under pre-prosessering kvalitetssikres rådata ved at feil eller feilaktig rådata for tilsynelatende resistivitet kan fjernes. Ved bruk av utviklet filtre eller manuelt fjerne eksempelvis elektroder som har hatt dårlig kontakt og tilhørende tilsynelatende resistivitetsverdier vil inversjonsmodellen forbedres. En feilkildemodell kan generes med bakgrunn av ERT undersøkelser hvor det byttes mellom elektroder for injisert strøm og potensial målinger dvs. hvor strømelektroder A eller B er også spenningselektroder i samme posisjon som M eller N (recipocal måling) (figur 12). Feilkildemodellen uttrykker sammenhengen mellom overført motstand (transfer resistans) og recipocal feil (Binley et al., 2020). Etter (Binley et al., 1995) vil en god inversjonsmodell ha inverteringsfeil mellom +/- 3%.

Programvaren vil automatisk generere høy oppløsning (mesh) rundt elektrodene og grovere med avstand fra elektrodene. Triangulering får frem mer komplisert geometri som topografi (Binley et al., 2020).



Figur 12: Oversikt over dataprosessering i ResIPy (Binley et al., 2020).

Informasjon om topografi er verdifull informasjon som er med på å gi korrekt resistivitet ved inversjon av den tilsynelatende resistiviteten (Milsom & Eriksen, 2011). Ved hjelp av programmering i pyton kan høydeprofilen til ERT linjene hentes fra tilgjengelig digitalterrengmodell (DTM). Registering av posisjon for start- og sluttelektrode samt kritiske

punkter for representasjon av profillinjen kan brukes for å hente ut høydeverdier for alle elektroden mellom disse punktene.

### Instrument

4-6 flerlederkabler ble skjøtet, lagt ut langs bakkeoverflaten og festet til 48-96 rustfrie stål elektroder med krokodille klyper. ERT kablene ble koblet til måleapparatet Syscal Pro Switch, produsert av Iris instruments. Etter tekniske utfordringer med dårlig kobling til internt batteri, ble måleapparatet (Syscal Pro, Iris instruments) brukt som en enkel mottaker og et tilkoblet eksternt 12 V 7.2ah bilbatteri brukt som transmitter.

Programmet som brukes for ERT undersøkelsene utarbeides på foran som inkluderer antall elektroder og elektrodekonfigurasjon eksempelvis Wenner.

### Målinger i felt med ulik a og total lengde

Alle ERT-undersøkelsene hadde Wenner konfigurasjon med elektrodeavstand 1m eller 5m. Det ble brukt både tommestokk og målebånd for å kontrollere av elektrodeavstanden var så lik som mulig mellom alle elektrodene, spesielt mellom skjøt mellom to flerlederkabler. En fullstendig oversikt over innstillinger (program), antall målinger, antall elektroder, elektrodeavstand og profillengde kan ses i vedlegg 3. Figur 13 viser oppsett av ERT utstyr i felt.



Figur 13: Oppsett av ERT utstyr i felt. Flerlederkabler koblet til Syscal Pro (IRIS Instruments) (A). Display (B). Elektrode tilkoblet flerleder-kabel med krokodille klype (C). Eksempel på ERT linje lagt ut i felt (D).

Før måle-apparatet/ Syscal Pro Switch (Iris intruments) kan sette i gang med målingene, kjører apparatet en motstandsmåling for spenningselektrodene (Rs check) (IRIS instruments, 2018). Det gir en indikasjon om elektrodene har god kontakt eller om det er noe som ikke er koblet sammen eller har dårlig kobling.

## Nedlasting av data

Dataen for enkeltlinjer ble lastet ned enkeltvis til bærbar PC, kontrollert og justert til riktig elektrodeavstand. Rådata ble importert i programvaren ResIpy med tilhørende topografi data. Dataprosessering ved bruk av filtre, manuelt fjerning av enkelt punkter og fjerning av enkelte elektrode og tilhørende tilsynelatende resistivitetsverdier. Frem til god inversjonsmodell var oppnådd etter grenseverdier satt for inverteringsfeil i programmet (Binley et al., 1995).

## 4.2 Karakterisering av toppdekket

### Teori

I denne studien har det blitt brukt flere ulike metoder for å kartlegge romlig variasjon av jordegenskapene til toppdekket til deponiet. Kornfordelingsanalyse i kombinasjon med flere infiltrasjonstester gir verdifull informasjon om vannledningsegenskapene til toppdekket.

### Infiltrasjon

Etter veileder for avslutning og etterdrift av deponier (Laugesen et al., 2015) har topptetting inkludert toppdekket sin teoretiske sammensetning hatt som hensikt å redusere infiltrasjon ned til avfallsmassene. Dette for å begrense sigevannsproduksjon og spredning av forurensing fra de deponerte massene. Infiltrasjonsegenskapene til toppdekket vil bli vurdert med utgangspunkt fra infiltrasjonstester.

### Metoder for å måle infiltrasjon

Modified Philip-Dunne (MPD) infiltrometer-metoden er en anvendelig og kostnads effektive metode for å måle mettet vannledningsevne ( $K_{\text{sat}}$ ) i et gitt punkt. Metoden går ut på å slå en hul sylinder med målebånd 5 cm ned i jordoverflaten, fyller den med vann og lese av senkning av vannstanden inne i sylindere. Testen fortsetter helt til tilstrekkelige registreringer av vannstanden mot tiden har blitt beregnet. Normalt til sylindere er tom for vann (Ahmed et al., 2014, Nestingen, 2007).  $K_{\text{sat}}$  kan beregnes ved bruk av formel (5):

$$\text{Synkehastighet} = \frac{\Delta h}{\Delta t} \quad (5)$$

Uttrykker endret vannstands nivå mellom målingene i cm ( $\Delta h$ ) for tilhørende tidsintervallet i antall minutter mellom målingene ( $\Delta t$ ). I denne studien vil det ikke korrigeres for effekten av horisontal strømming ved bruk av enkelt ring. Det kan føre til at infiltrasjonsevnen overestimeres (Ahmed et al., 2014).

I denne studien ble MPD-røret ble presset 5 cm ned under jordoverflaten ved hjelp av en plasthammer. På steder jordoverflaten var veldig hard og kompakt ble det brukt en hagespade for å lage «spor» slik at røret lettere kunne presses ned. Under denne prosessen ble det bruk et vater for å sørge for at røret sto mest mulig normalt på bakkeoverflaten. Deretter ble MPD-røret fylt med vann til et vannivå på ca. 20 cm, med unntak av første prøvepunkt. Det ble brukt en vannkanne med bøyd tut for å gi en jevn vannstråle. Dette for å redusere turbulens og akkumulasjon av fine partikler, som kan være med på å begrense infiltrasjonsraten (Erickson et al., 2013). Tiden startes med en stoppeklokke. Tiden ble lest av omtrent hvert minutt de første 10 minuttene og regelmessig etter det med tilhørende vannstand i cm. Vannstanden ble avlest til det var tilnærmet tomt for vann. Ved enkelte punkter ble det gjennomført to infiltrasjonstester i samme punkt. Hensikten var å oppnå mettede forhold.

### Romlig variasjon av jordegenskaper

I henhold til Philip (1985) vil toppdekket karakteriseres som urban jord. Hvor menneskelig aktivitet er drivkraften for modifisering av det naturlige jordlandskapet. Noen av de typiske egenskapene er følgende:

- Stor vertikal og romlig variabilitet
- Modifisert jordstruktur gir økt kompaktet
- Begrenset luft- og vanndrenering
- Lite eller ingen innhold av organisk materiale

(Schmidt, 2018) vurderte den romlige variasjonen av infiltrasjonsevnen på naturlig jord i NMBU-parken med MPD-infiltrrometer. Infiltrasjonsevnen varierte fra  $10^{-5}$  til  $10^{-4}$  på konstruert jord.

### Bestemmelse av vannledningsevne (K)

Vannledningsevnen  $K$  [m/s] beskriver vannhastigheten gjennom et medium og variasjoner av  $K_{sat}$  innen samme jordart. Infiltrasjonstesten forutsatte en hydraulisk gradient på 1 (dvs.  $(gradh=L)$ ) (figur 14).



Jord eller bergartstyper	Hydraulisk konduktivitet (m/s)					
	$10^0$	$10^{-2}$	$10^{-4}$	$10^{-6}$	$10^{-8}$	$10^{-10}$
<b>Jordarter</b>						
Grus	-----					
Grov sand		-----				
Fin sand			-----			
Silt				-----		
Leire					-----	
Mørene (usortert)				-----		

Figur 14: Vannledningsevne/hydraulisk konduktivitet (m/s) for kjente jordarter. Hentet fra (Cowi, 2019).

### Kornfordelingsanalyse

Jorda er kompleks og sammensatt av flere ulike kornstørrelse (leire til grus), men kan domineres av en jordart som ren sand (Mæhlum et al., 2010). Det finnes flere ulike klassifiseringssystemer for inndeling etter ulike kornstørrelser. Korndiameter  $<0,002$  mm betraktes/betegnes som leire,  $0,002-0,0064$  mm som silt,  $0,0064-2$  mm som sand og  $2-64$  mm som grus. Hovedinndeling kan deles opp i undergrupper (veldig fin, fin, medium, grov og veldig grov) (Jørgensen et al., 1997). Pipette metoden ble brukt for å bestemme prosentvisfraksjon fine materialet (leire, silt, sand) med korndiameter  $<2$ mm (Krogstad, 1992). Grovfraksjonen  $>2$ mm blir siktet i ulike fraksjoner mellom  $2$  mm og  $31$  mm.

Korngradering brukes for navngiving av jordarten. Hovedfraksjonen nevnes i substantivform. Resterende fraksjoner tas med som adjektivform etter avtakende prosentdel som har betydning for karakteristikken til jordarten. Sandig siltig grus kan for eksempel bestå av  $30\%$  sand,  $20\%$  silt og  $50\%$  grus (Mæhlum et al., 2010).

Sortering brukes for å beskrive spredning i kornstørrelse. En godt sortert jordart vil være dominert av en kornstørrelse med relative jevnstore korn. I en dårlig sortert jordart vil det være stor spredning i kornstørrelse hvor finfraksjonen ofte vil fylle hulrommet mellom de store kornene. Korngraderingskurver kan brukes for estimering av sorteringsgraden til jordarten. Mildere kornstørrelse ( $d_{50}$ ) representere sikteåpning hvor  $50\%$  av jordprøven går gjennom. Sorteringsgrad  $S_o$  uttrykkes av forholdet mellom  $d_{60}$  og  $d_{10}$  hhv  $60\%$  og  $10\%$  av siktegjennomgang av jordprøven (formel 3). Verdi for skjæringspunktet mellom  $60\%$  linjen og korngraderingskurven kan leses av. Tilsvarende for  $d_{10}$  (Mæhlum et al., 2010).

$$S_o = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (3)$$

## Teori – prosedyre for kornfordeling etter pipettemetoden

Det ble valgt å gjennomføre kornfordelings analyse på kornstørrelser <2mm med pipette metoden ettersom kornfordelingsanalyse med laserdeteksjon har en tendens til å underestimere leirefraksjonen (C.Solheim, Personlig kommunikasjon, 18. januar 2022). Pipettemetoden er en tidskrevende kornfordelingsanalyse sammensatt av sikting og fraksjonering ved sedimentasjon (Krogstad, 1991). Metoden tar utgangspunkt i Stokes lov og kan brukes til å bestemme avsetningshastigheten til små partikler (fin sand eller mindre) presist. Den tar hensyn til partikkelstørrelse, partikkeltetthet, vannets tetthet og viskositet, eksempelvis gjengitt i (Nichols, 2009). Den egner seg for å bestemme prosentvisfraksjon for kornstørrelse <2mm ved å ta ut prøver fra en sedimentasjonssylinder ved gitte dybde til bestemte tider (Krogstad, 1991).

## Empiriske metoder for estimering av mettet vannledningsevne ( $K_{sat}$ ) på bakgrunn av kornfordelingsdata

Det finnes flere empiriske metoder for å beregne jordas vannledningsevne på bakgrunn av kornfordelingsdata. Hazens metode er veletablert og enkel å gjennomføre. Hazens formel (formel 4) baserer seg på empirisk sammenheng mellom kornstørrelse, sortering og jordas vannledningsevne. Uttrykker vannledningsevnen til jorda indirekte. Metoden er betinget av sortering  $d_{60}/d_{10}$  ikke er høyere enn 5 (Hazen, 1911)

$$K_{sat} = C * (d_{10})^2 \quad \text{hvis } \frac{d_{60}}{d_{10}} < 5 \quad (4)$$

$K_{sat}$  = vannledningsevne [cm/s]

C = sorterings – og kornstørrelseskoeffisient [(cm/s)-1]

$d_{10}$  = kornstørrelsen [cm] for skjæringspunktet mellom 10% linjen og kornfordelingskurven

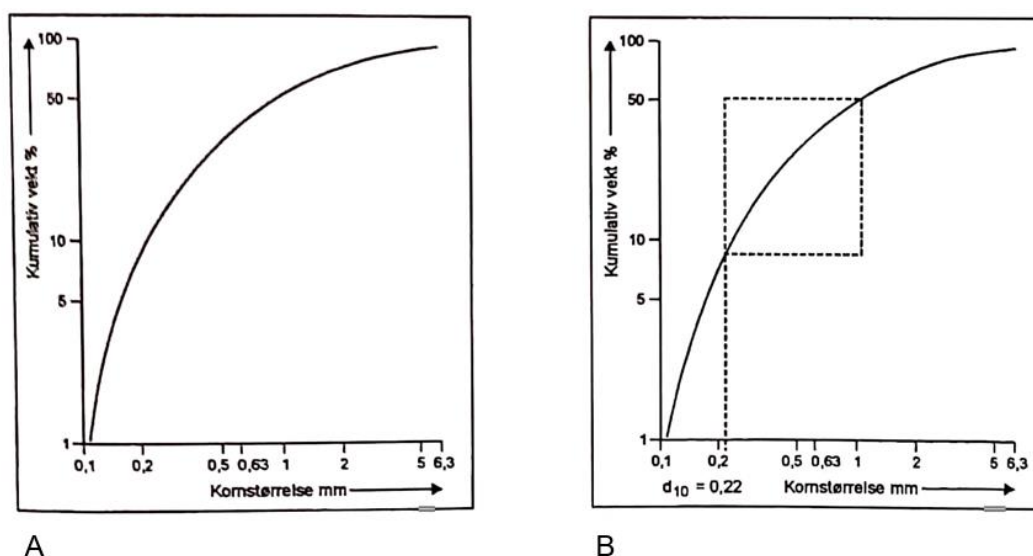
$d_{60}$  = kornstørrelsen [cm] for skjæringspunktet mellom 60% linjen og kornfordelingskurven

Verdier for sorterings- og kornstørrelseskoeffisienten i Hazens formel oppgis i ulike intervaller avhengig av jordsammensetning og spredning i kornstørrelse (sorteringsgraden  $S_o$ ) tabell 1 se for eksempel (Weight, 2008).

Tabell 1 sorterings – og kornstørrelsekoefisient verdier for Hazen formel (Weight, 2008).

Beskrivelse	Sortering – og kornstørrelsekoefisient [(cm/s) <sup>-1</sup> ]
Dårlig sortert til godt sortert veldig fin sand	40-80
Dårlig sortert til middels sortert fin sand	40-80
Middels sortert til godt sortert medium sand	80-120
Dårlig sortert til middels sortert grov sand	80-120
Middels sortert til godt sortert grov sand	120-15

Alternativ metode beskrevet av (Richter & Lillich, 1975) kan brukes for bestemmelse av  $d_{10}$  i Hazen formel dersom sorteringstallet  $S_o$  er større enn den angitte forutsetningen. En dobbellogaritmsk graf av kornstørrelser mot kumulativ kornstørrelse (figur 15 A) brukes for tilpassing av et rektangel (figur 15 B). Rektangelet utarbeides basert på avstanden mellom kornstørrelse 1 og 5 mm på x-aksen og mellom 10% og 60% på y-aksen. Rektangelet plasseres langs kornfordelingskurven slik at øverste høyre hjørne og nederste venstre hjørnet ligger på kurven. Da kan verdien på x-aksen tilsvarende venstre side av rektangelet leses av og brukes som  $d_{10}$ .



Figur 15: Alternativ metode for bestemmelse av  $d_{10}$  ved tilpassing av et rektangel der avstanden mellom kornstørrelse 1 og 5 mm på x-aksen og mellom 10% og 60% på y-aksen (Richter & Lillich, 1975).

### Teori – glødetap

Organisk materiale er viktig for jordas kjemiske, biologiske og fysiske egenskaper. Det vil ha stor betydning for jordas evne til å distribuere vann og næringsstoffer, bæreevne og motstandsdyktighet for erosjon og degradering. Jord med mye organisk materiale vil ofte ha et stort antall jordorganismer som vil gi gode vekstbetingelser for planter (Nyborg & Olsen,

2016). Jord med gode vekstbetingelser vil være avgjørende for at toppdekket skal fungere som et magasin for nedbørsvann og evatranspirasjonen fra etablert vegetasjon (Laugesen et al., 2015).

Innhold av organisk materiale i norsk dyrket mineraljord ligger rundt 5-6% gjennomsnittlig. Omtrent 3-6% organisk innhold er ansett som optimalt. Verdier over dette er regnet som høyt innhold. Verdier ned på 2% og lavere er regnet som lavt innhold. Lavt innhold av organisk materiale kan være kritisk på grunn av det kan gi dårlig jordstruktur, dårlig evne til å holde på vann og næring. Ved innhold av leire i jorda vil organisk innhold være litt lavere enn glødetapet (T.Krogstad, personlig kommunikasjon, 12.mai 2022).

Glødetap/Loss-on-ignition (LOI) er en fysisk destruksjons metode som estimerer mengde brennbart materiale. Det er en av de mest brukte metodene for å kvantifisere organisk materiale i jorda. Hoogsteen et al antyder at LOI kan være en mer presis metode for å beregne mengde organisk materiale sammenliknet med kjemisk nedbrytnings metoder (Hoogsteen et al., 2015).

Glødetap er ikke korrigert for leire. I mineraljord er korrigert glødetap for leirinnhold etter tabell 2 moldinnholdet (%) i jorda (Krogstad, 1992).

Tabell 2: Korreksjonstabell med korreksjonsfaktor for respektivt leirinnhold (Krogstad, 1992).

Leirinnhold	Korreksjonsfaktor
5-9%	1
10-24%	2
25-39%	2,5
40-59%	3,5
>59%	4,5

### Målinger i felt/lab

Det ble i perioden 12.juli til 11.november 2021 gjennomført 45 infiltrasjonstester med MPD-infiltrimeter, for å gi utfyllende informasjon om den romlig variasjon av jordegenskapene.

I perioden 10-11.november 2021 ble det tatt 14 jordprøver fordelt på 6 prøvepunkter (figur 5.2 til 5.7 i vedlegg 5). Jordprøvene ble tatt innenfor 2 meters radius for gjennomført infiltrasjonspunkter. Dette for å gi utfyllende informasjon og muligheten til å empirisk beregning av Ksat på bakgrunn av kornfordelingssanalyse. Det ble brukt et skovlbor for å hente ut jordprøver ved ulike dybde fra de øverste cm av det organiske/vekstlaget og ned til

leirelaget. Prøvene ble oppbevart i lukkede plastposer fram til jordprøvene ble satt til tørk i et tørkeskap på rundt 50-60°C 7.januar 2022.

Jordprøvene ble siktet i to hovedfraksjoner, kornstørrelse større og mindre enn 2mm. Dette ble utført i en siktemaskin med et roterende stempel som presser kornstørrelse <2mm gjennom sikten til en beholder. Fraksjonen <2mm ble videre overført til en liten pappeske. Beholderen ble rengjort med lufttrykk og brukt for å samle opp fraksjonen >2mm som ble liggende igjen i sikten og tilbakeført til opprinnelig prøvepose. Mellom hver prøve ble beholderen og sikten rengjort med lufttrykk. Denne prosessen ble gjennomført for alle prøvene.

### Forbehandling

Under forbehandling av jordprøvene ble 10 g siktet og tørket jord veid inn i 800 ml begerglass. Det ble fulgt en rekke trinnvise kjemiske prosesser for å fjerne det organiske materialet, løse opp amorfe forbindelser (separere) og få materialet dispergert. Når prøvene var godt separert ble de overført til glass-sylinder og tilsatt destillert vann. Sylinderne ble nummert 1-11 og foran hver sylinder ble det plassert to glass. Prøveprepareringen tok to dager. De ble utført i samarbeid med Christian Solheim.

Temperaturen i suspensjonene i sylinderne ble målt til 22 °C. Sedimentasjonstidene tilsvarende denne temperaturen ble notert før pipettering. Trykk-kompensatoren er regulert slik at det tar 4 sekunder å hente prøve både fra 4 cm og 15 cm dybde.

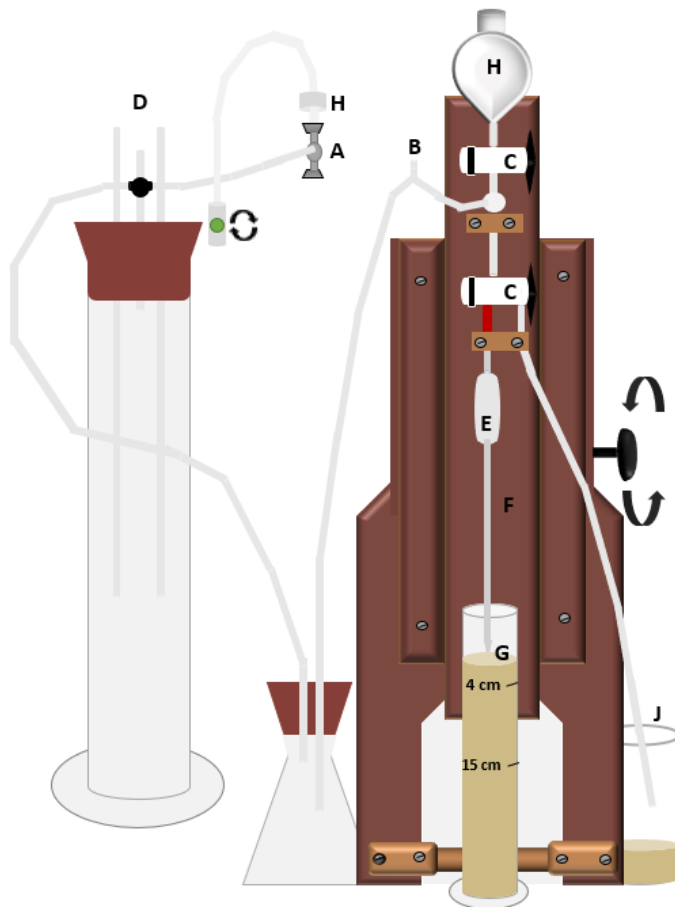
### Pipettering

I det første steget blir en sylinder med forbehandlet jordprøve og en rørestang med gjennomhullet flatende. Rørestangen ble presset kraftig opp og ned i sylinderen for å få alle fraksjonene i suspensjon. Denne prosessen ble gjentatt i nøyaktig ett minutt.

Vannstrålepumpa skrur på før pipetteringen starter. Først senkes pipettespissen (G) ned til 15 cm merket. Alle treveishanene (C) er stengt og luftåpningen (B) tettes med en finger.

Nøyaktig 44 sekunder etter omrøringslutt åpnes treveishanen og pipetten fylles opp med materialet <63 µm. Treveishanen lukkes øyeblikkelig etter prøven har blitt sugd opp i pipetten. Eventuelt overskuddsmateriale skylles med destillert vann fra topp (H). Prøven samles opp i et glass som settes under pipettespissen. Etter hver prøve renses pipetten med destillert vann og overskuddsmaterialet føres til et begerglass. Etter at alle treveishanene er stengt senkes pipettespissen ned til 4 cm-merket. Nøyaktig 1 minutt og 46 sekunder etter

omrøringsslutt hentes det ut og samles opp en prøve  $<20\ \mu\text{m}$  i et nytt glass. Ved samme dybde hentes  $6\ \mu\text{m}$  etter 19 minutter og  $40\ \text{sekunder}$  og  $2\ \mu\text{m}$  hentes ut etter 2 timer og 57 minutter (figur 16). Denne prosessen gjentas for alle prøvene. I det neste steget vaskes det resterende innholdet i sylindrerne over siktesats  $600$ ,  $212$  og  $63\ \mu\text{m}$ . Gjenværende partikler i den øvre sikten overføres til et merket glass ved hjelp av en sprutflaske. Disse prøvene blir først avdampet før de blir tørket ved  $105\ ^\circ\text{C}$  til prøvene er tørre. Prøvene plasseres i en eksikator og etter rundt en time veies glassene med materialet. Tilslutt regnes prosentvisfraksjon for kornstørrelse  $<2\text{mm}$  med et regneark.



Figur 16: Oppsett av pipettering. Vannstrålepumpe A, Luft-åpning/trykkkompensator B, treveishane C, trykk-kompensator D, pipetten E, pipettevogna F, pipettespissen G, destillert vann H og begerglass med overskuddsmateriale J. Figur utarbeidet i PowerPoint av (Hassum, M 2022).

## Tørrstoffinnhold

Tørrstoffinnhold til jordprøver defineres som rest etter tørking. Bestemmes ved at en kjent prøvemengde tørkes ved  $105\ ^\circ\text{C}$  i minst 20 timer og gjenværende rest veies etter (Krogstad, 1992).

Tørrstoff (TS) [%] kan beregnes etter følgende formel:

$$TS = \frac{m3 - m1}{m2} * 100 \quad (6)$$

$m1$  = vekt av digel

$m2$  = vekt av jord før tørking

$m3$  = vekt av digel og jordprøve etter tørking (105°C)

### Glødetap

Glødetap bestemmes av tørrstoffinnholdet [%]. Det kan gi et mål på moldinnholdet i jorda ved korrigering for leirinnholdet i mineraljord etter tabell 2 (Krogstad, 1992). Digel med kjent mengde tørket jord settes i muffelovn ved 550°C og glødes i minst 3 timer. Glødetap [%] kan beregnes ved bruk av formel 7:

$$GT = \frac{m3 - m4}{m3 - m1} * 100 \quad (7)$$

Der

$m1$  = vekt av digel [mg]

$m3$  = vekt av digel og jordprøve etter tørking (105°C)[mg]

$m4$  = vekt av digel og jordprøve etter gløding (550°)[mg]

### Databehandling

Bearbeiding og beregning av vannledningshastigheter, glødetap (LOI%) og korngradering utføres i Excel.

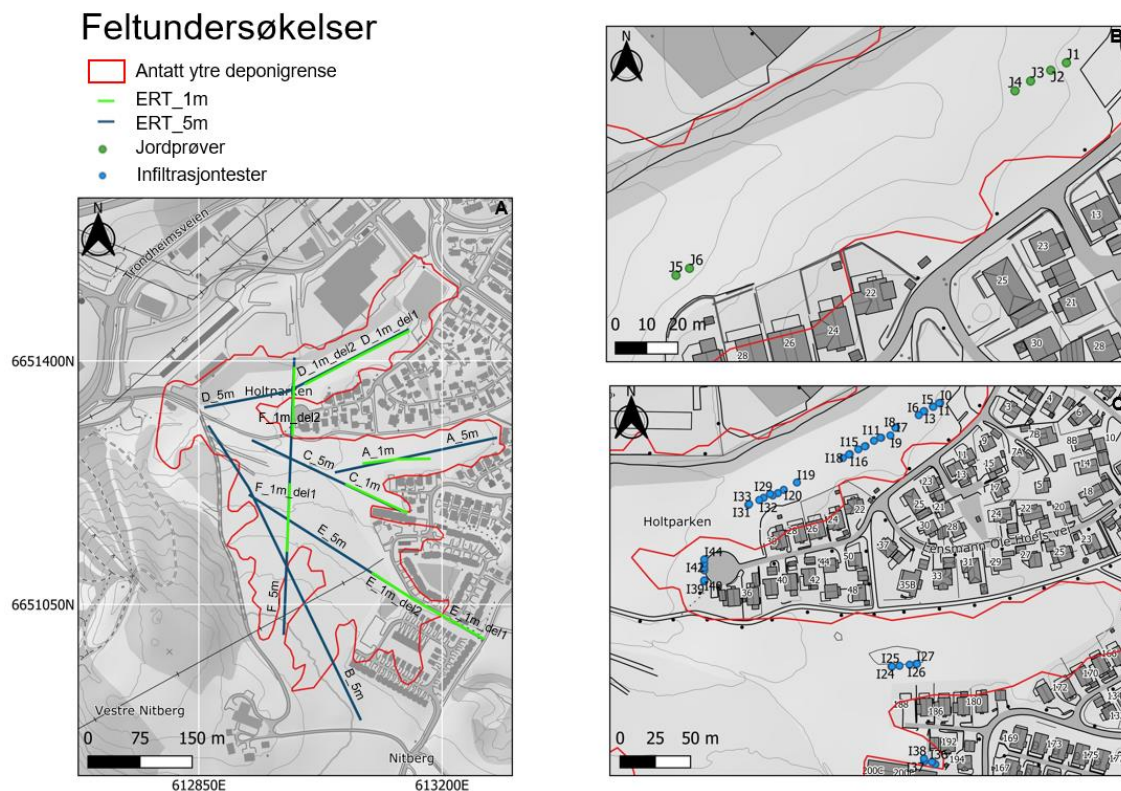
Glødetap (LOI%) analysen blir presentert i en tabell med prøvenavn, prøvepunkt, dybde under terreng, leirinnhold fra kornfordelingsanalyse og korreksjons for leirinnhold.

Korngradering fra pipette metoden blir presentert i egen kornfordelingskurver for <2mm som kan ses i vedlegg10. Brukes også til å regne om nye vektfordeling tatt i betraktning totalvekt av prøven. Presenteres i en ny kornfordelingskurver sammen med resultat av sikting >2mm.

Den romlige variasjons av Ksat og glødetap (LOI%) presenteres i kart i QGIS.

### 4.3 Plassering og feltilpasninger

I perioden 12.juli-6.nov 2021 ble det gjennomført 14 ERT-profiler på feltlokaliteten for å undersøke romlig variasjon i jordfysiske egenskaper til toppdekket og ledningsevne til tidligere deponerte massene. Antatt utstrekning av deponiet (deponigrense) var utgangspunktet for plassering av ERT-profilene for å få størst mulig dekning av de deponerte massene. Enkelte av ERT-profilene ligger utenfor antatt deponigrense for å gi utfyllende informasjon. I (figur 17 A) skiller gjennomførte ERT undersøkelser med elektrodeavstand 1m eller 5m med respektive profilnavn. Det er tatt 14 jordprøver i 6 prøvepunkter i nærheten av ERT profil D og innen en radius på 2 meter for enkelte infiltrasjonstester (figur 17 B). Infiltrasjonstestene er gjennomført langs/ i nærheten av ERT profil A, C, D og F (figur 17 C). Registeret GPS punkter brukt i (figur 17) kan ses i vedlegg 4.



Figur 17: Feltundersøkelser presentert i kart utarbeidet i QGIS med Topografisk Norgeskart i gråtone som bakgrunnskart (Statens kartverk, 2007). Plassering til ERT profiler med profilnavn og elektrode avstand (A), plassering av jordprøvetaking (B) og plassering av gjennomførte infiltrasjonstester (C). Antatt ytre deponigrense markert med rød linje.



Målingene har blitt gjennomført under tilnærmet like værforhold. Det var stort sett sol, delvis overskyet eller overskyet, med unntak av infiltrasjonstest gjennomført 27.juli 2021. Da var det store mengder med intens nedbør som førte til mye overvann. Natt til 19.oktober hadde lagt seg et tynt snødekke på bakken. Bakkeoverflaten har stort sett vært tørr, men har vært preget at det har vært nedbør i tiden før målingen har blitt gjennomført (det vil si at bakken har vært fuktig og tidvis gjørmete). Det gjelder både for ERT undersøkelser og infiltrasjonstester (figur 5.1 og 5.8 i Vedlegg 5).

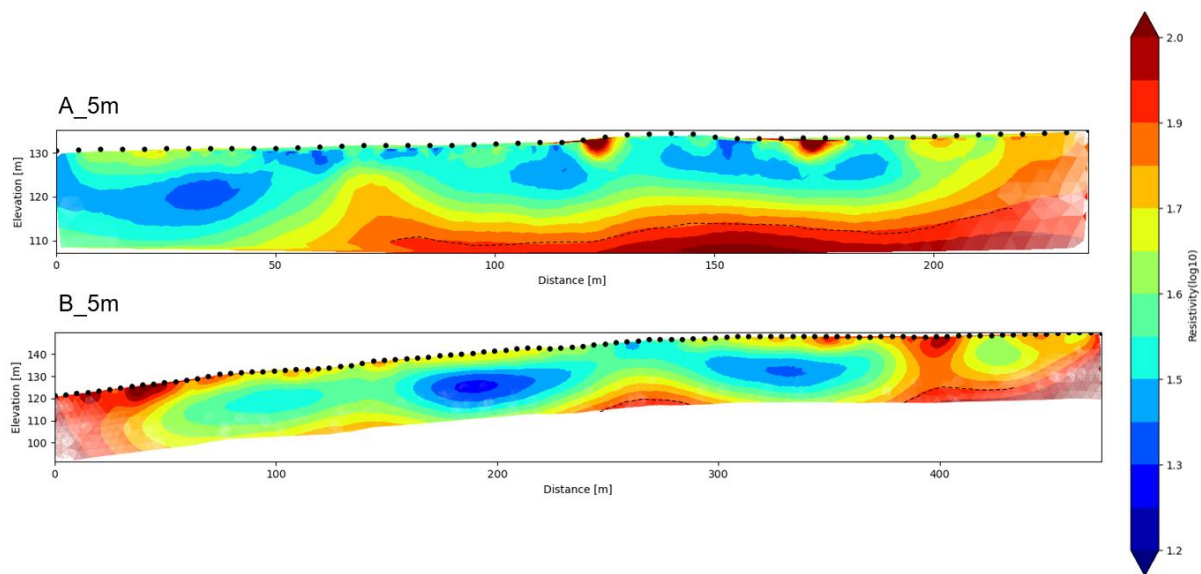
## 5.0 Resultat og diskusjon

### 5.1 Avgrensning til det nedlagte deponiet

Kartlegging av toppdekket og utstrekning av deponerte masser med elektrisk resistivitetmålinger beskrives og tolkes etter antatt ytredeponigrense og tidligere grunnundersøkelser. Skriptet til ERT profiler i 2D og utarbeidet 3D modell kan ses i vedlegg 6. Alle ERT profiler i 2D kan ses i vedlegg 7.

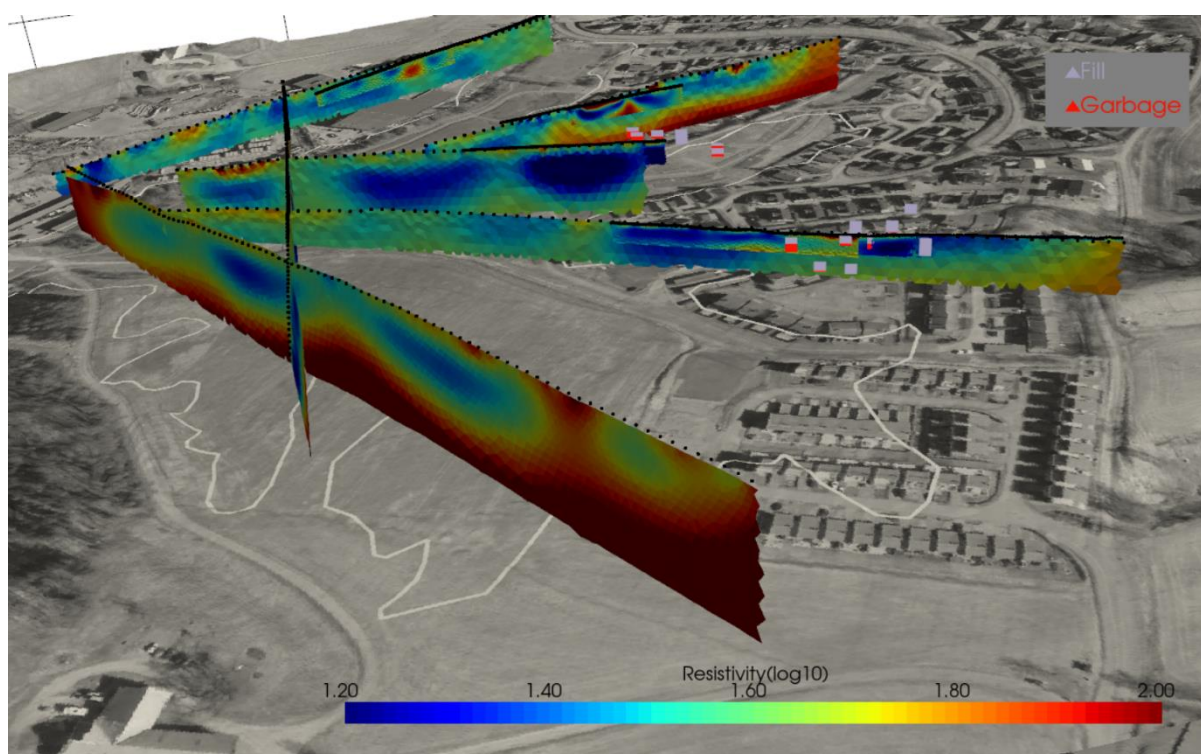
#### Dybde ned til fjell

I ERT profilene B\_5m og A\_5m reduseres ledningsevnen nedover i dypet. Overgangen rundt 22 til 26 m dyp tilsvarende 110 moh i A\_5m og 120 moh i B\_5m har resistivitetsverdier opp mot 79  $\Omega$ m. Det er tolket til å være trolig øvregrensen ned til fjell (figur 18). Berggrunnen består av glimmerskifer (figur 4) som kan ha resistivitetsverdier innenfor dette (figur 9). Det er ikke gjennomført boringer langs profilene for å bekrefte tolket grensen ned til fjell.

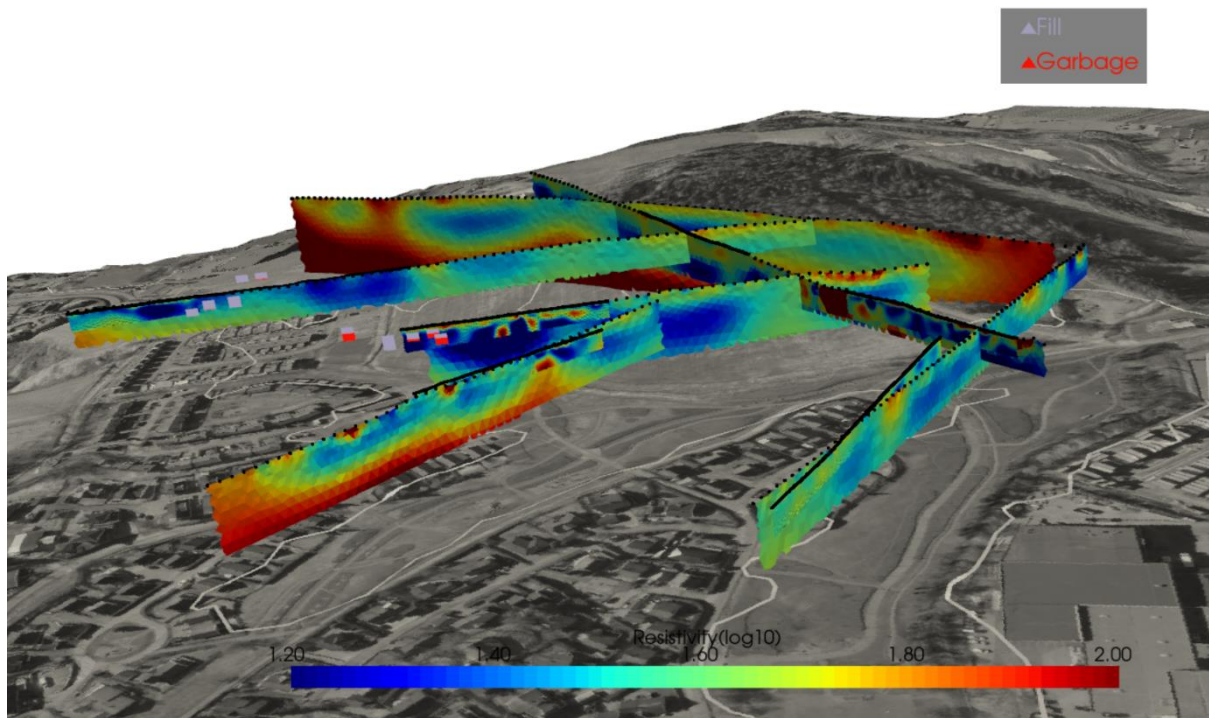


Figur 18: ERT profil A-5m og B-5m. Lysere farge indikerer områder med mer usikkerhet. Svart stiplede linje viser tolket dybde ned til fjell.

I utarbeidet modell er 2D profilene koblet sammen som gir inntrykk av 3D variasjonen. Kontrastene i undersøkelsesområdet kommer tydeligst frem med en resistivitetskala mellom 15,9 og 100  $\Omega\text{m}$  (log 1.2-2) (figur 19 og figur 20). Gjennomførte navleboringer er kun ned til 7 meters dyp (Bakke, 2017). Før utbygging av Haugenstua ble det i 1999 gjennomført 7 dreietrykksonderinger. Borepunkt nr.1 og nr.2 ned til 22,1 m og 19,6 m dyp ble det ikke påvist fjell (Rapport fra Grøner AS, datert 18.januar 1999, Tilleggsnotat fra Grøner AS, datert 11. februar 1999, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS, 2019a, bilag 130 og bilag 131) (Figur 11.1 i vedlegg 11). Det viser at dybde ned til fjell varierer lokalt og kan forklare at tolket øvre grense ned til fjell ikke kan ses i de andre profilene.

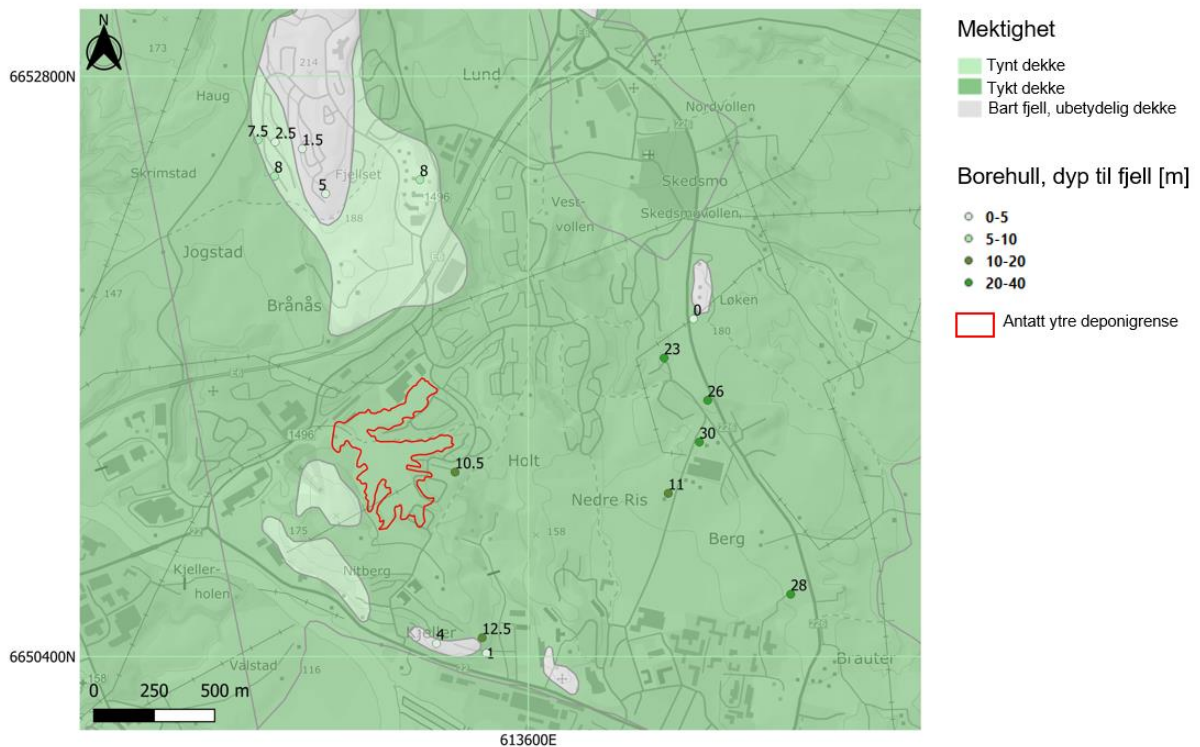


Figur 19: Utarbeidet ERT 3D modell (Beilegaard, 2022) med flyfoto 2021 (Norge i bilder, 2021) og DTM (Statens kartverk, u.å., -b)20 sett fra Ntberg mot profil B\_5m. Borelogger (Halvoseren & Nygård) fra figur 26 er implementert i modellen. Hvit linje indikerer antatt ytre deponigrense.



Figur 20: Utarbeidet ERT 3D modell (Beilegaard, 2022) med flyfoto 2021 (Norge i bilder, 2021) og DTM (Statens kartverk, u.å., -b)20 sett mot profil D\_5m. Borelogger (Halvoseren & Nygård) fra figur 26 er implementert i modellen. Hvit linje indikerer antatt ytre deponigrense

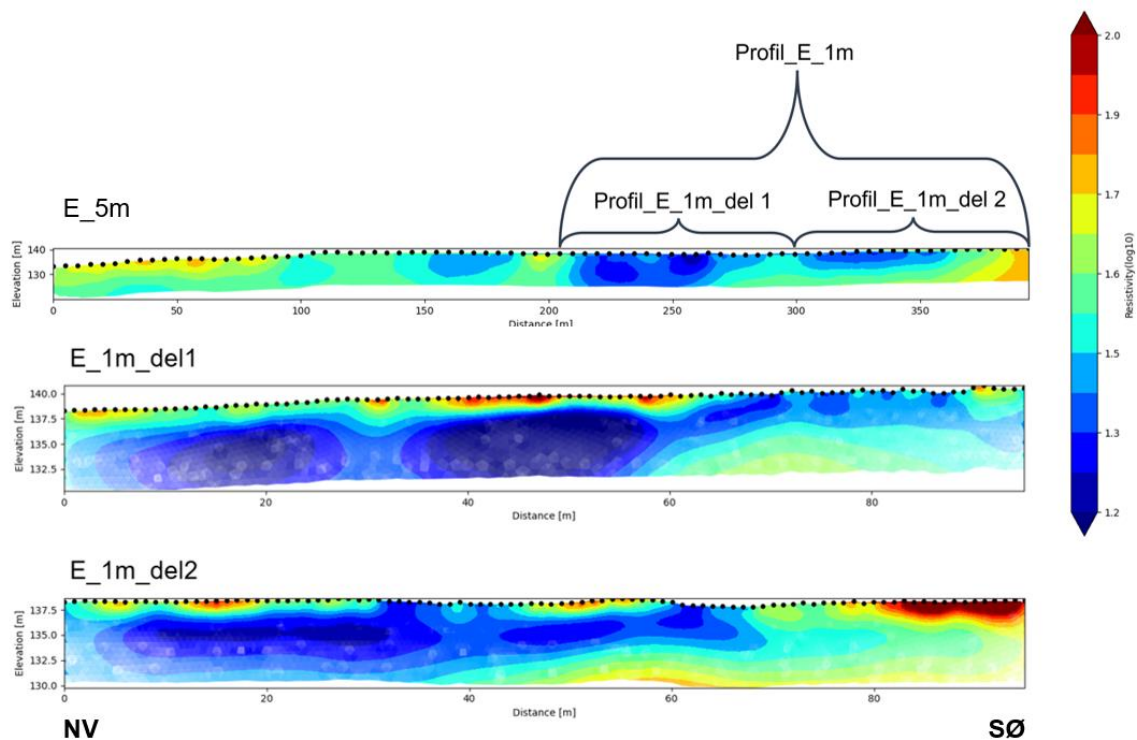
Tolket dybde ned til fjell samsvarer også med registeret variasjoner i nærområdet. Det er registerist flere borehull i grunnvannsdatabasen GRANADA. Dybde ned til fjell varierer fra 1 m opptil 30 m. Nærmeste borehull på Holteløkka er dybde ned til fjell 10,5 meter. Antatt ytre deponigrense ligger oppå et tykt dekke (figur 21). Det kan stilles spørsmål til klassifisering av mektighet til løsmasser i karttjenesten Løsmasser WMS. Ettersom flere borehull viser dybde ned til 0-5 m ligger oppå tykt dekke. Karttjenesten viser en oversikt over løsmassene i Norge (kvartærgeologiske kart) inkludert tykkelse/mektighet av disse.



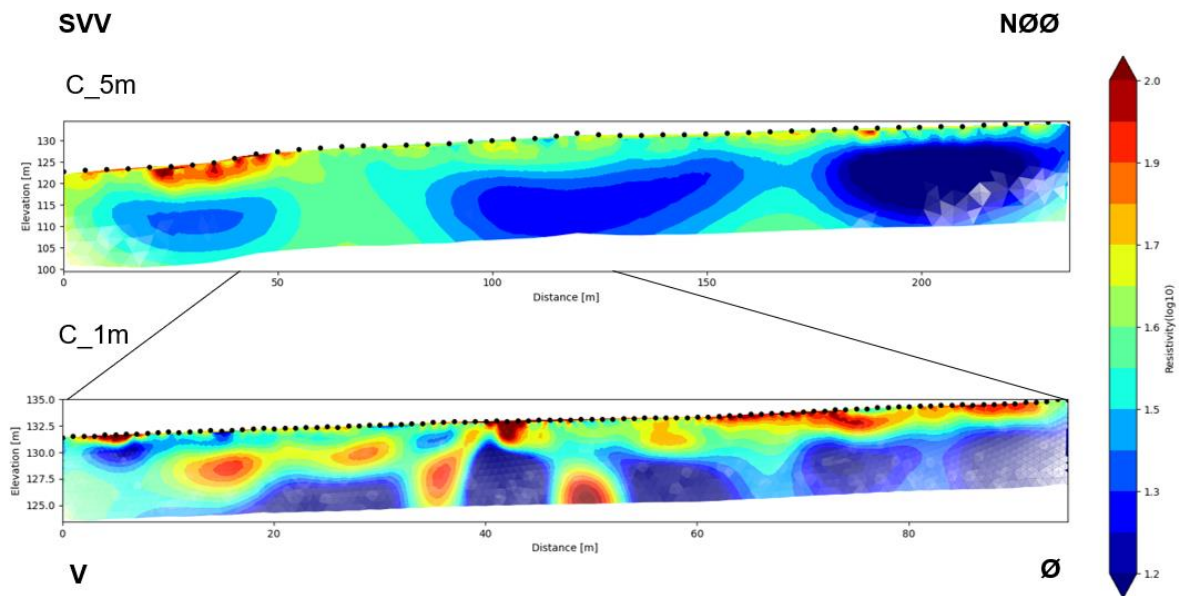
Figur 21: Dybde ned til fjell. Mektighet til løsmassedekket og borehull registret i GRANADA (Norges geologiske undersøkelse, 2011-a, -b) med Topografisk Norgeskart i gråtone som bakgrunnskart (Staten kartverk, 2007). Antatt ytre deponigrense markert med rød linje.

### Avfallsslag/topptetting

ERT profilene E\_5m, E\_1m\_del1, E\_1m\_del2, C\_1m og C\_5m viser lav elektrisk ledningsevne nær terrengoverflaten med resistivitetsverdier opp mot 100  $\Omega\text{m}$ . De laveste resistivitetsverdiene ses nedover i dypet mot 15,9  $\Omega\text{m}$  (figur 22 og figur 23). Det er ingen tydelige laggrenser. I Profil E\_1m\_del1 har de første 7 m og ved profil slutt med høyere resistivitetsverdier ned til rundt 1m dyp, kan forklares av infrastruktur (ledningsnett og asfaltert gangvei). Høye resistivitetsverdier ved 35 m til rundt 50m korresponderende ikke med infrastruktur (figur 12.1 i vedlegg 12). Det kan tyde på lokal høy resistivitet der elektrodene er installert. En annen forklaring er at det var et tynt snødekke (3-4 cm) når målingen ble satt i gang. Variasjoner av vanninnhold vil også kunne gi lokale variasjoner. I profil E\_1m\_del2 korresponderer infrastruktur med høyere resistivitetsverdier (figur 12.1 i vedlegg 12).



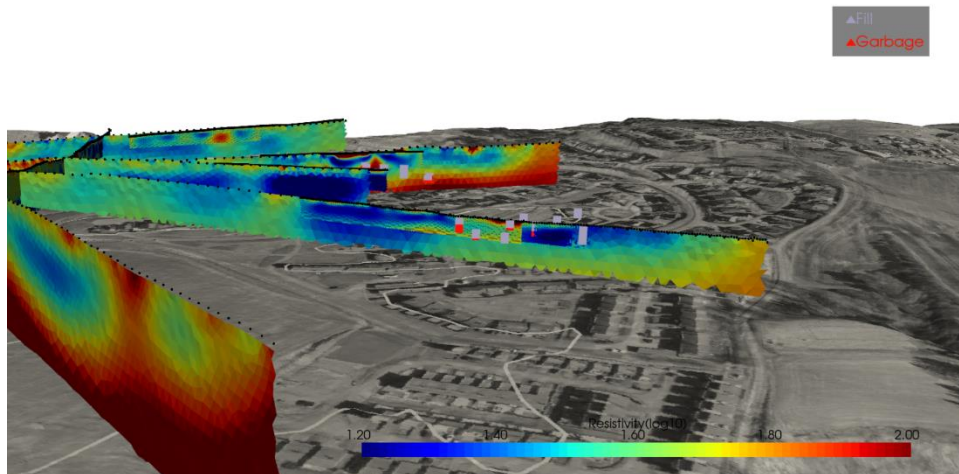
Figur 22: ERT profil E\_5m, E\_1m\_del1, E\_1m\_del2. Lysere farge indikerer områder med mer usikkerhet



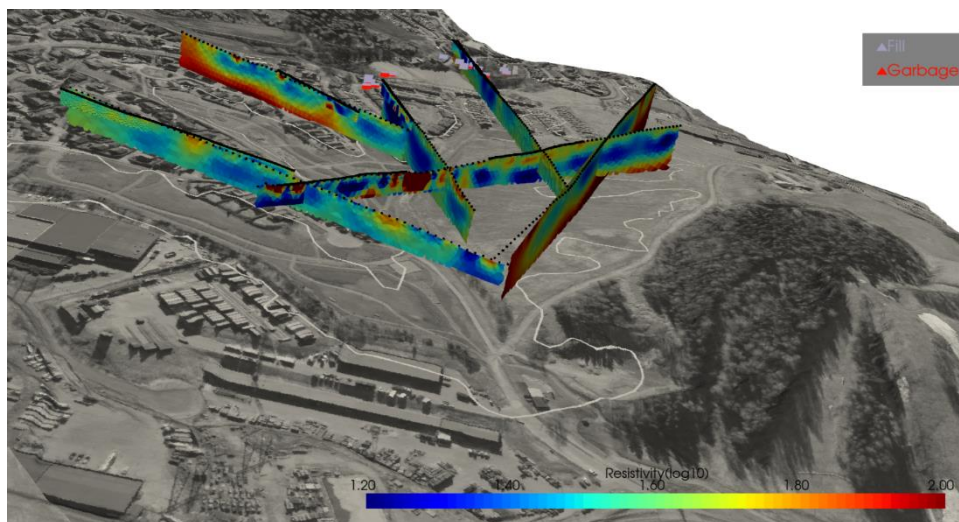
Figur 23: ERT profil C\_5m og C\_1m. Lysere farge indikerer områder med mer usikkerhet

Utarbeidet 3D modell med ERT profiler viser at innenfor antatt ytre deponigrense ses de laveste resistivitetsverdiene som avgrensede og gjennomgående med resistivitetsverdier mellom 15,9 opp mot 25  $\Omega\text{m}$  i flere ERT profiler. Disse områdene er tolket til å være avfallsceller. Det er tidligere deponerte alt fra bilvrak med olje og bensin til husholdning- og industriavfall (Kluge Advokatfirma AS, 2019b). Avfallsmassene er komplekse og kan forklare at egenskapene kan variere innenfor et avgrenset område. Ved ERT metoden vil

oppløsningen til profilene korrespondere med elektrodeavstand og elektrodekonfigurasjon. I korte trekk innebærer dette at større elektrodeavstand og elektrodekonfigurasjon, resulterer i dypere penetrasjon, men lavere oppløsning. Variasjoner i dypet vil dermed ikke fremkomme (figur 11).



Figur 24: Utarbeidet ERT 3D modell (Beilegaard, 2022) med flyfoto 2021 (Norge i bilder, 2021) og DTM (Statens kartverk, u.å., -b)20 sett mot profil E\_5m. Borelogger (Halvoseren & Nygård) fra figur 26 er implementert i modellen. Hvit linje indikerer antatt ytre deponigrense-

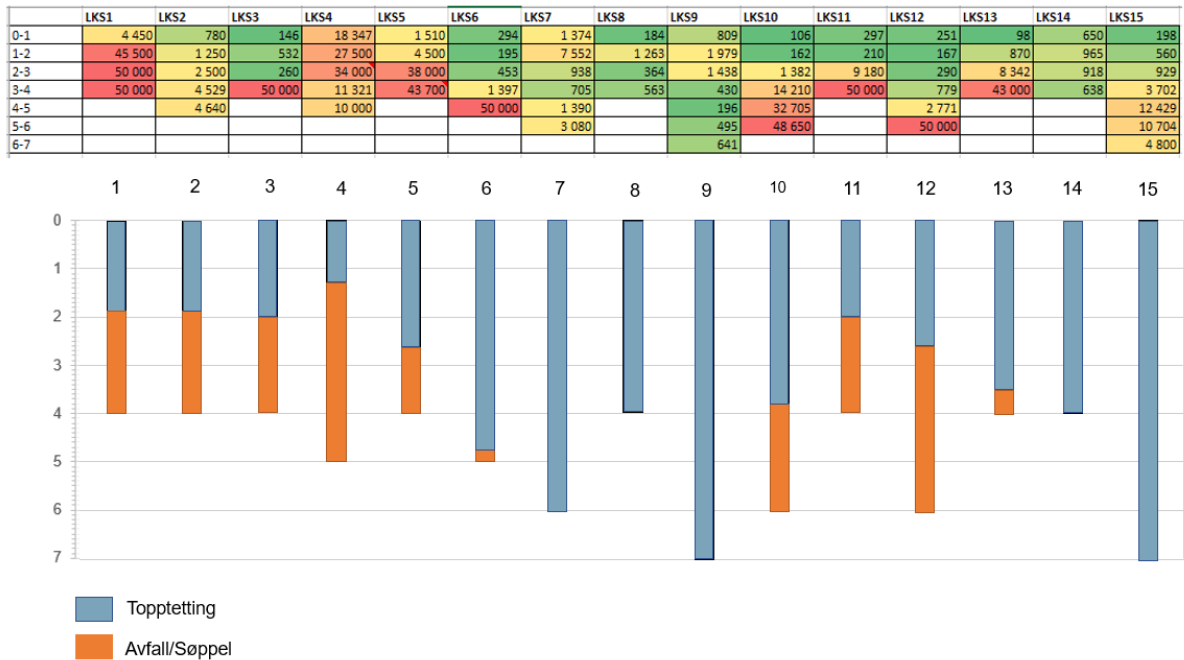


Figur 25: Utarbeidet ERT 3D modell (Beilegaard, 2022) med flyfoto 2021 (Norge i bilder, 2021) og DTM (Statens kartverk, u.å., -b)20 sett ovenfra. Borelogger (Halvoseren & Nygård) fra figur 26 er implementert i modellen. Hvit linje indikerer antatt ytre deponigrense.

De tolkede loggene fra (figur 26) er implementert i 3D modell sammen med resultatet fra ERT undersøkelsene. Det er viktig å påpeke at på tidspunktet ERT undersøkelsene ble gjennomført var borehullene fra navleboringen fylt med bentonitt (Halvorsen & Nygård, 2018).

Formålet med grunnundersøkelsene med navlebor var å kartlegge deponigrense rundt etablert bebyggelse som har hatt problemer med setning eller innsig av gass. I rapporten utarbeidet av Norconsult AS er resultatet fremstilt som en skriftlig beskrivelse av observasjoner gjort i felt med støttende bilder. Oppdraget hadde som hensikt å undersøke om det i de aktuelle borepunktene var deponerte masser eller ikke. Beskrivelsene av feltloggene fra undersøkelsene kan oppfattes som subjektive med manglende systematikk. Det er ikke utarbeidet ett visuelt klassifiseringssystem for loggene. Grensen til avfallsmassene er uklare (Halvorsen & Nygård, 2018).

I denne oppgaven er loggene tolket, forenklet og klassifisert etter to klasser: topptetting og avfall/søppel. Grensen ned til avfallsmassene er tolket til å være overgang mellom slam, isopor, plast eller liknende og overliggende topptetting. Slamlaget er tolket til å være en del av avfallsmassene. Ettersom slam ble lagt lagvis mellom søppel (Registrering av avfallsanlegget i 1970, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS, 2019a, bilag 10).Tolkningen støttes av analysert jordprøve fra antatt slamlag fra prøvepunkt LKS4. Analyseresultatet og klassifisering i tilstandsklasser etter veileder TA2553/2009 (Statensforurensingstilsyn, 2009) viser at benzen og alifater med sum 12 til 35 karbonatomer (>C12-C35) i tilstandsklasse 5. I rapporten presiseres det at analysert totale hydrokarboner (THC) men i rapporten er det klassifisert etter alifater. Kadmium i tilstandsklasse 4, kobber og kvikksølv tilstandsklasse 2 (Halvorsen & Nygård, 2018). Indikerer at massene er forurenset. Måling av metan nedover i dypet under boringene er brukt til å underbygge tolket grense til avfallsmassene (figur 26).



Figur 26: Tolket logger fra navleboringer gjennomført av Norconsult AS (Halvorsen & Nygård, 2018).

Metankonsentrasjonen nedover i dypet med angitt farge etter verdi. Tilhørende klassifisering med laggrenser som skiller topptetting (blågrå) og avfall/søppel (oransje).

Det er ingen tydelig grense mellom topptetting og avfallsmassene når ERT undersøkelsene ses i sammenheng med navleboringene fra figur 26. Noe av årsaken kan være at en rekke infrastruktur er lokalisert ved eller nær terrengoverflaten og kan «forstyrre» resultatet. Blant annet etablert overvannstiltak med grove masser, grusveier og asfaltert gangvei kan gi utfordringer med å få god elektrodekontakt og få satt ned elektroden i bakken. Det kan gi utslag på resultatet. I tillegg er det en klar sammenheng mellom områdene med de høyeste resistivitetsverdier (opp mot 100  $\Omega\text{m}$ ) og overvannstiltak og gangveier. Det er forsøkt å minimalisere denne effekten under feltarbeid ved at der det var mulig å unngå bekkefar, avskjærende grøfter med veldig grove masser. Det ble også helt på vann rundt enkelte av elektrodene for å sørge for god elektrodekontakt. Under datafiltrering ble målefeil eller manglende data fra enkelte elektroder fjernet. Dette for å begrense feilkilder i modellene.

Det er heller ikke mulig å definere overgangen mellom toppdekket og underliggende leirelag i topptettingen. Det er tydelig at topptettingen er heterogen og har stor variasjon elektrisk ledningsevne. Sammensetningen er kompleks og fremstår ikke som et tydelig lag. Ut ifra tidligere grunnundersøkelser består topptettingen av tilkjørte fyllmasser sammensatt av leire, tørrskorpeleire og siltig leire med noe sand, stein og tegelstein (Halvorsen & Nygård, 2018). Forholdet er nok så varierende som følge masseutskifting i 1990 i forbindelse med utbygging



av Haugenstua (Rapport fra Grøner AS, datert 18.januar 1999, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS, 2019a, bilag 130). I 2003 rapporterte Energisystemer at omtrent 2/3 av fyllingen hadde blitt dekt til med 2-5 meter med kompakt blåleire (Årsrapport for 2002 av 12. juni 2003). Variasjon i masse-sammensetning kan forklare stor variasjon i egenskaper. Ettersom det var utfordrende å skille massene når fysiske prøver ble tatt ut er det ikke overraskende at det er utfordrende å skille ulike lag med ERT undersøkelser.

Det som er tolket til å være deponerte avfallsmasser fra figur 26 har resistivitetsverdier fra 15,9 opp mot 50  $\Omega\text{m}$  i utarbeidet 3D modell. Det er kun LKS10 som mer eller mindre er boret langs ERT profil E\_5m og E\_1m\_dell, mens resterende er boret innen en radius på rundt 30m. Tolket avfallsslag fra LKS10 går gjennom det som er tolket til å være gjennomgående avfallsceller (figur?). Påvist avfall i LKS12 og LKS11 tilsvarer resistivitetsverdier 31,6  $\Omega\text{m}$  og 39,8  $\Omega\text{m}$ . Plastposen funnet ved 3,8 m dypt og tilhørende avfallsslag i LKS10 har resistivitetsverdi på omlag 20  $\Omega\text{m}$ . LKS9 boret rundt 3 meter fra profillinjen er kun klassifisert som topptetting figur 26. Det kan stilles spørsmål til om det kan være tilfeldig at det ikke ble truffet på søppel, ettersom området tilsvarende dybde og plassering av LKS9 har resistivitetsverdier rundt 22  $\Omega\text{m}$ . En annen forklaring kan være at boring har endt i overgangen mellom to tolkede avfallsceller. I tillegg har det blitt foretatt masseutskifting og fjerning av søppel området rundt boringene og profil linje E ned mot Haugenstua. Nøyaktigheten til hvilket areal dette gjelder utover borepunkt nr.1 og nr 2 er ikke kjent (Rapport fra Grøner AS, datert 18.januar 1999, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS, 2019a, bilag 130). Basert på tolkede avfallsceller kan det tyde på at ytre deponigrensen streker seg lengre utover. Dette gjelder også antatt ytredeponigrense i overgangen mellom profil B\_5m og profil F\_5m (figur ?).

Et liknende deponi som Brånåsdalen er det nedlagte avfallsdeponi Lade i Trondheim. I perioden 1950 frem til 1970 ble det deponert usorterte masser av husholdningsavfall, industriellavfall og malingsprodukter i en tørrlagt ravinedal (bekk ble lagt i kulvert). Tidligere ERT undersøkelser fra avfallsslaget ifra dette deponiet viste stor variasjon av elektrisk ledningsevne (5-300  $\Omega\text{m}$ ) (Jensen, 2007). Resultat fra boringene fremlagte at det var stor variasjon i de deponerte massene. Massene bestod av en blanding av deponerte masser og leire i likhet med boringer gjennomført ved Brånåsdalen (Halvorsen & Nygård, 2018; Jensen, 2007). ERT undersøkelsene på Lade identifiserte underliggende marin leire og at økende resistivitet i nedre del av profilet tolket til å være fjell eller grovere masser (Jensen, 2007). Det har det ikke vært mulig å identifisere marin leire ved Brånåsdalen, men trolig

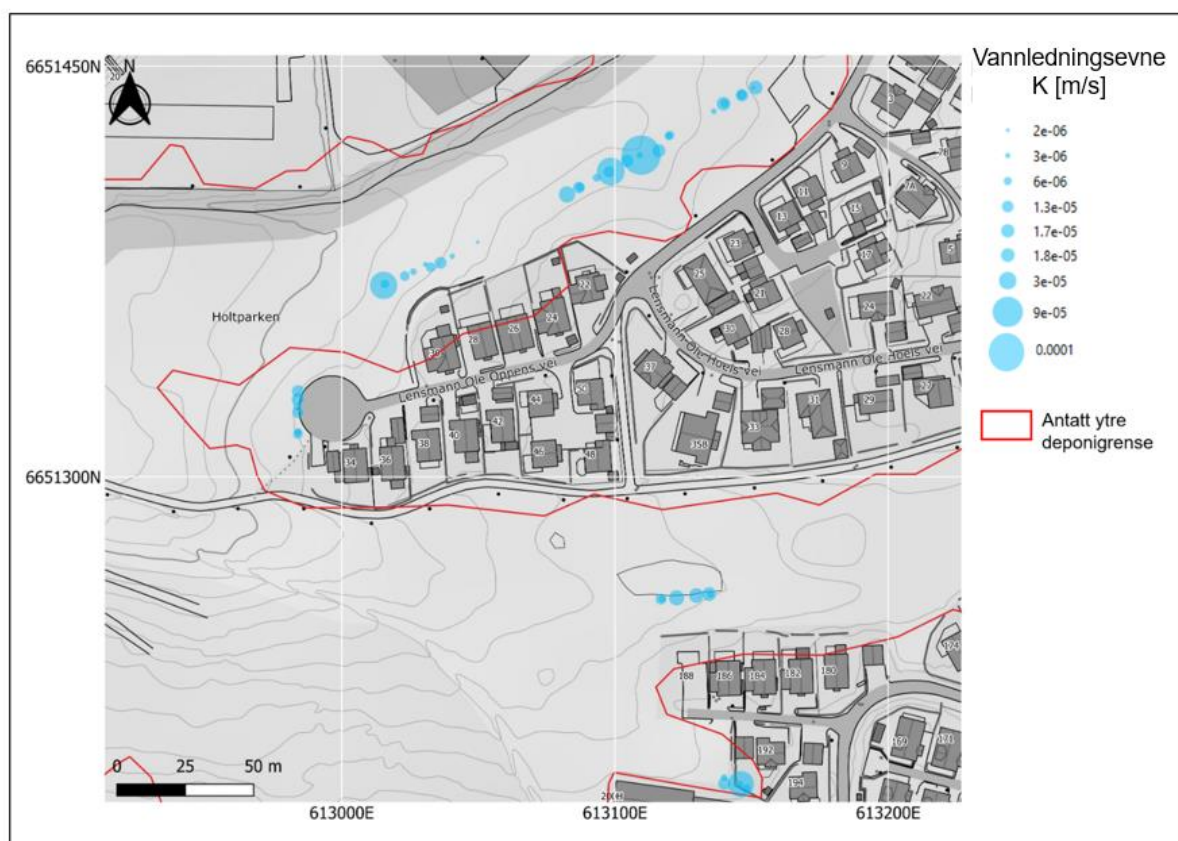
grense ned til fjell har blitt identifisert basert på nærliggende borehull. Det er behov for dype boringer for å bekrefte denne tolkningen og eventuell overgang mellom marin leire og berggrunn.

## 5.2 Egenskaper til toppdekket

I henhold til mål om å vurdere egenskapene til toppdekket har det blitt gjennomført feltundersøkelser, ERT undersøkelser, jordprøver og infiltrasjonstester. Det vil bli sammenliknet med tidligere grunnundersøkelser.

### Infiltrasjon

Vannledningsevnen til toppdekket varierer stort ( $1,78 \times 10^{-4}$ -  $2,4 \times 10^{-6}$ ) mellom enkeltpunkter. Det kan ses i kartografisk framstilling i figur 27 med gjennomførte infiltrasjonstester med MPD-infiltrameter. Intens nedbør og mettet overflate ser ikke ut til å ha påvirkning på resultatet.

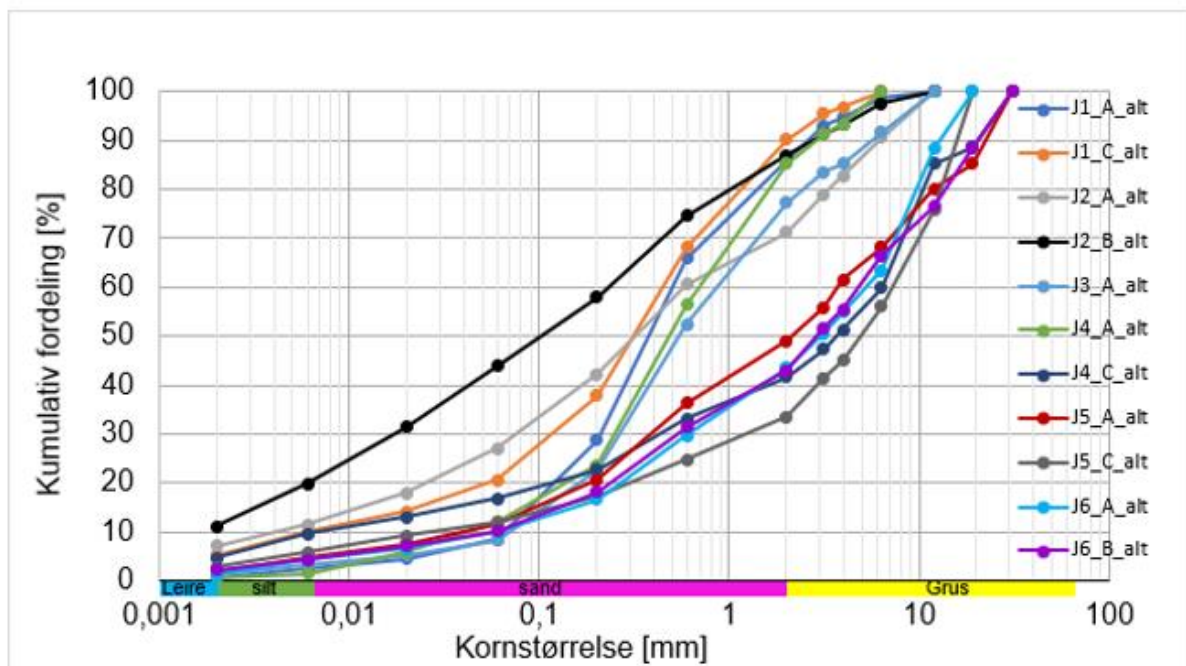


Figur 27: QGIS Kart av K basert på Philip-Dunne (MPD) målinger med topografisk norgeskart i gråtone (Statens kartverk, 2007) og antatt ytre deponigrense er markert med rød linje.

Jordprøvetakingen med skovlebor viser at sammensetningen varierer i en viss grad. Visuelle beskrivelser i felt viste at jordprøvene fra prøvepunkt J1-J3 (figur 17 B) inneholder en sammensetning av organisk materiale og noe innhold av sand de øverste 10-12 cm.

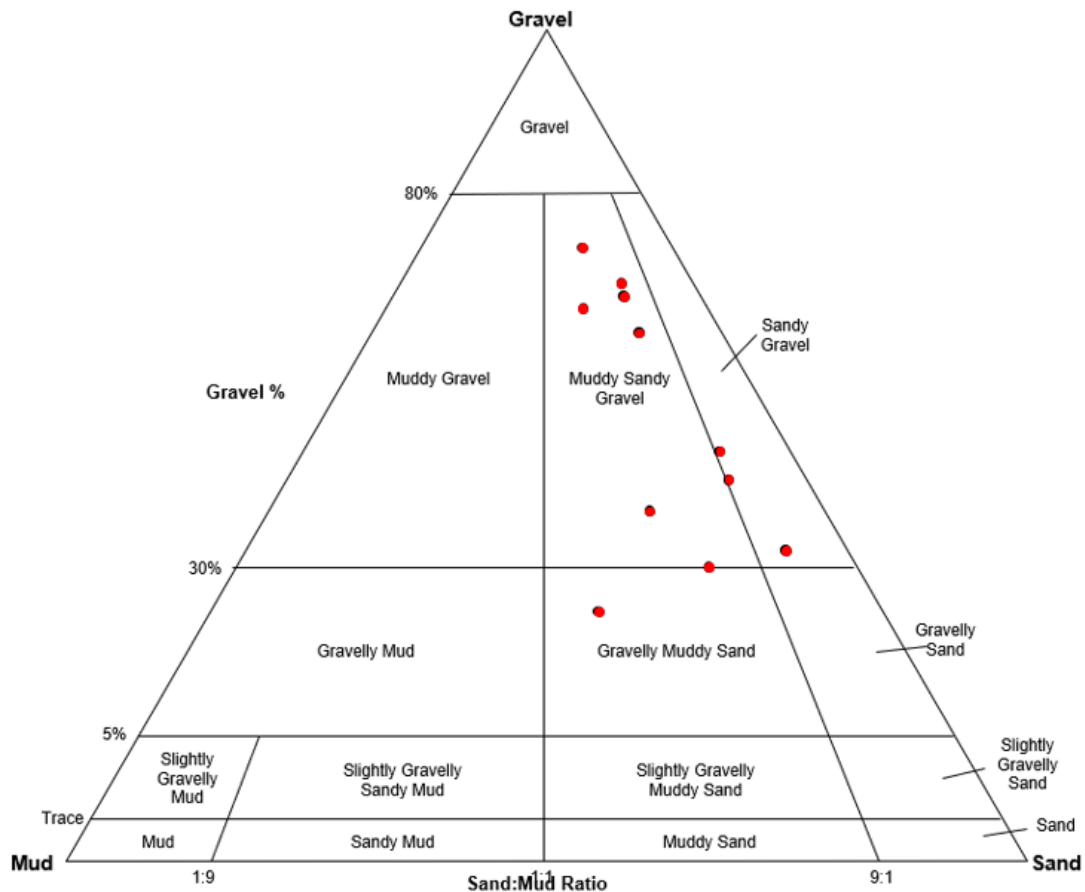
Prøvepunkt J1 hadde et markant og hardt leirelag ned til 20 cm dyp og det ikke var mulig å få boret lengre ned. I prøvepunkt J3 ble det observert våt jord. Prøvepunkt J4 er tatt i nærheten av et opparbeidet blomsterbed og det kan se ut som at jordprøven inneholder mer organisk materiale ned til rundt 17 cm. Før kompakt og hard leire. Her ble det observert vann. I prøvepunkt J5 inneholdt organisk materiale med grovere masser (sand/grus) med økende leirinnhold fra 30-32 cm. Det samme kan ses i prøvepunkt J6, men økende finmateriale ned til 15 cm. Kornfordelingsanalysen avslørte at leirinnholdet var lavere og grovfraksjon høyere i forhold til antatt i felt.

Selv med modifisert hazen for finfraksjon <2mm var det ikke mulig å gjennomføre teoretiske beregninger av mettet vannledningsevne ( $k_{sat}$ ) etter som sorteringsgrad ikke tilfredsstilte kravet om god sortering ( $d_{60}/d_{10} < 5$ ). Kurvetilpasningen viste at kornfordelingskurvene var for slake. Kornfordelingskurver fra kornfordelingsanalysene for alle sikteklassene (figur 28) viser at J2\_B skiller ut med en slakere kurvehelning. Domineres av veldig fin sand og har et finstoff innhold på rundt 22%. Resterende jordprøver kan grupperes i to grupper. Gruppe 1 (J1\_A, J1\_C, J2\_A, J3\_A og J4\_A) har et høyere innhold av finstoff (leire og silt) og er dominert av medium til grov sand. Gruppe 2 (J4\_C, J5\_A, J5\_C, J6\_A, J6\_B) inneholder mindre finstoff <12% og mer 50% grus. Kumulativ kornfordelingsgrafer for <2mm sammen med eksempel på utregning av ny vekt % brukt i figur 28 og resultat fra pipettering kan ses i vedlegg 10.



Figur 28: Kornfordelingsanalyse av hele jordprøven, inkludert grov fraksjon fra prøvepunkter (figur 17 B).

Jordprøvene klassifiseres etter variasjoner av sandig grus og gjørmete sandig grus (figur 29).



Figur 29: Klassifisering av jordprøver ved hjelp av programmet GRADISTATv9.1.

Vannledningsevnen  $K$  [m/s] fra gjennomførte infiltrasjonstester med MPD-infiltrrometer samsvarer med klassifisering av jordart fra kornfordelingsanalyse etter (figur 27 og figur 28).

Jordprøvene inneholder 1,34-7,73 % organisk materiale (Tabell 3). Prøvene fra J1, J2 og J3 viser høyest innhold av organiske materiale nærmest terrengoverflaten og en liten reduksjon nedover i dybden. I motsetning til J4 som har høyest innhold av organisk materiale mellom 10-17 cm dyp. Det ble kun tatt en jordprøve fra J3 og J4, og det er ikke mulig å si noe om endringen nedover i dypet. Etter at glødetapsverdiene var korrigert for leirinnhold viser resultatet at jordprøve J2A og J2B inneholder kritisk lite organisk materiale ettersom verdiene

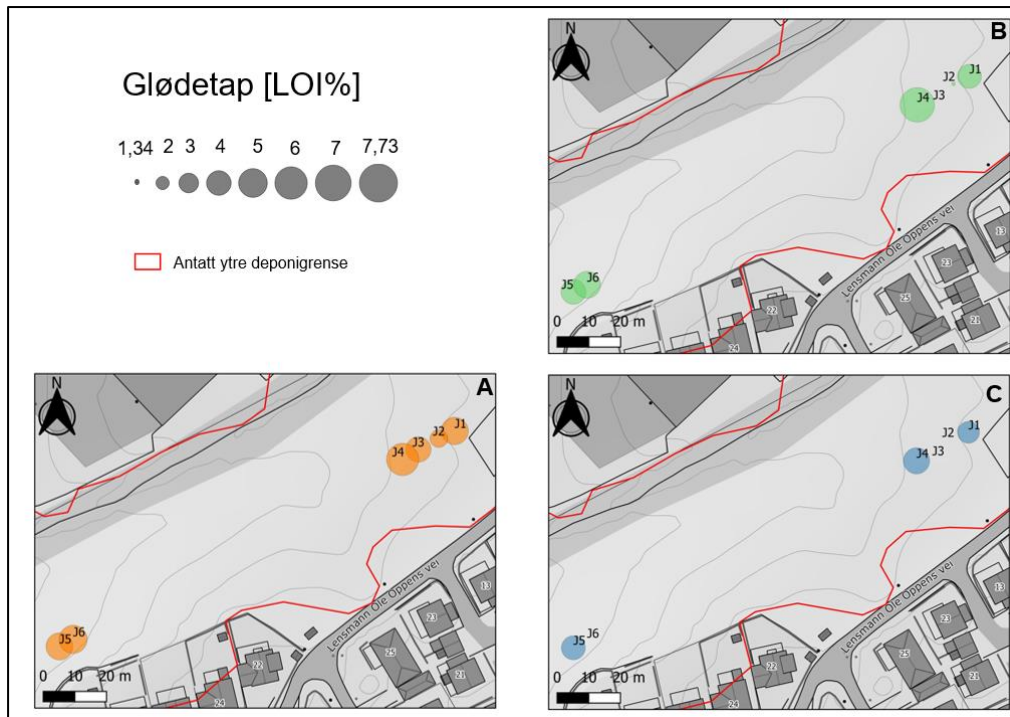
er lavere enn 2%. Leirinnhold i prøve J1 B, J4B og J5B er ikke kjent. Lavt innhold av organisk materiale vil kunne ha negativ innvirkning på toppdekket.

Ettersom det blant annet kan påvirke jorda sin evne til å holde på vann som er viktig for å opprettholde toppdekket sin funksjon. Som nevnt tidligere er det viktig at egenskapene til toppdekket sørger for kontrollert infiltrasjon og at fuktigheten opprettholdes. Dette for at vegetasjonsdekket ikke skal visne/dø ut. Sandig jord dreneres lett og har dårlig evne til å holde på infiltrert vann, mens i siltjord kan planterøttene trekke opp en viss mengde vann ettersom det tørker (kapillær transport). Leirjord har høy feltkapasitet (Tindall et al., 1999; Weight, 2008). En kombinasjon av disse jordartene vil være gunstig. Det vil si at jordsmonnet på Brånåsdalen har tilfredsstillende kornfordeling.

Tabell 3: Glødetap (%) korrigert for leirinnhold.

Prøvepunkt	Prøvenavn	Dybde under terreng	Korrigert glødetap [%]
J1	J1_A	0- 10 cm	5,36
J1	J1_B	10-20 cm	4,40
J1	J1_C	21-23cm	3,89
J2	J2_A	5-10 cm	2,97
J2	J2_B	11-12cm	1,34
J3	J3_A	0-11/12cm	4,79
J4	J4_A	0-10cm	6,92
J4	J4_B	10-17cm	7,73
J4	J4_C	17-31cm	5,07
J5	J5_A	0-10cm	5,28
J5	J5_B	30 cm	4,69
J5	J5_C	30-32cm	4,46
J6	J6_A	0-10 cm	5,63
J6	J6_B	10-15 cm	5,24

Figur 30 viser romlig variasjon av organisk materiale etter tabell 3.



Figur 30: QGIS Kart av glødetap (%) med topografisk norgeskart i gråtone som bakgrunnskart (Statens kartverk, 2007). Gruppe A fra 0-11/12 cm dyp (A). Gruppe B fra 10 opptil 30 cm dyp (B). Gruppe C fra 17 opptil 32 cm dyp (C).

Skovleboringer og tidligere grunnundersøkelser med navlebor indikerer derimot at toppdekket (vekstlaget) har en tykkelse som varierer mellom 10-32 cm. Der er det observert planterøtter og innhold av organisk materiale. Etter både veileder for deponiforskriften 2003 og avslutning og etterdrift av deponier 2015 er det anbefalt at tykkelsen til toppdekket bør være  $> 1$  m (Laugesen et al., 2015; Statens forurensingstilsyn, 2003). Tykkelsen til toppdekket (vekstlaget) må også justeres etter klimatiske faktorer eksempelvis gjengitt i (Cossu & Stegmann, 2018). Dette for å opprettholde toppdekningens funksjon som beskyttelse lag mot det impermeable tetningslaget mot erosjon og uttørking og/eller tele. Dersom det er en risiko for dette anbefales det å øke mektigheten til toppdekket (Laugesen et al., 2015).

Ved Spillhaug deponi ble det i 2012 oppdaget sprekker i leirlaget og påvist diffuse utslipp av metan. Det førte til død vegetasjon på overflaten. Som følge av dette ble toppdekket utbedret med kompostjord og det har ikke blitt påvist nye utslipp av metan gjennom det nye toppsjiktet. Det påpekes i rapporten at tykkelsen til toppdekket er viktig for å få et tett og funksjonelt metanoksidasjonslag som kan oksidere metan fra dypere lag (Bergersen, 2015). Bruk av bi-dekkesystemer er en lovende teknologi og brukervennlig for eksisterende deponier. I tillegg til utbedring av toppdekket på nedlagte deponier. Det kan bestå av ulike former av organisk materiale eksempelvis kompost som på Spillhaug. Metanoksidering i

toppdekket har vist seg å forbedre den delvis skadebegrensningen av metanutslipp fra deponier. Blandingsforholdet mellom metan og oksygen, temperatur og fuktighetsinnhold er noen av faktorene som påvirker den mikrobielle metanoksidasjonen i jordlaget over deponier. Tilstrekkelig jordfuktighet vil bidra til å opprettholde den mikrobielle aktiviteten, men for mye fuktighet kan transportere metan gjennom toppdekket dersom det er sprekker i det tettende leirelaget (Sadasivam & Reddy, 2013).

Derfor anbefales det å utbedre områder som har problemer med diffuse gassutslipp og død vegetasjon på overflaten med kompostjord. Dette for å etablere et rikt vegetasjonsdekket som vil oksidere produsert metan i dypere lag. Det er også viktig at tykkelsen til toppdekket utbedres sammen med et høyere innhold av organisk materiale.

### 5.3 Kombinert tolkning av ulike metoder for deponikarakterisering

I denne studien viser ERT undersøkelsene ingen tydelig grense mellom topptetting og avfallsmasser. Det er også utfordrende å skille grensen mellom deponert avfall og naturlig marin leire i bunn. Årsaken til at det kan være vanskelig å tyde disse grensene er at kontrasten i elektrisk ledningsevne mellom lagene ikke er tilstrekkelig. Ettersom det er en betingelse for å kunne beregne tykkelsen til avfallslaget etter (Gaël et al., 2017). Som nevnt tidligere har grensen til marin leire (1-25 ohm) blitt identifisert ved ERT undersøkelser ved Lade deponi. Ved Lade var kontrasten til underliggende masser høyere (>300 ohm) enn resultatet fra Brånåsdalen. I studiet gjort av (Ibraheem et al., 2021) kunne ikke bunnen av deponiet identifisere med kun Wenner konfigurasjon. En kombinasjon av Wenner og dipol-dipol er anbefalt.

I veileder for etterdrift og avslutning av deponier (2015) beskriver at «toppdekket kan bestå av diverse jordmasser eller kompost (...). Kornstørrelse må tilpasses slik at utvasking av finmasser til dreneringslaget ikke vil skje». Det stilles per i dag ingen spesifikke krav til massene som innhold av mengde organisk materiale for masser brukt til toppdekket. Glødetapsanalyse er en enkel og egnet metode som rask angir mengde organisk materiale i jorda. I mineraljord begrenses metoden av kjentskap om leirinnhold % slik at glødetapsanalysen kan korrigeres for dette. Pipettering etter Krogstad (1992) er en metode som kan brukes for å bestemme leirinnhold i tillegg til prosentvisfraksjon av silt og sand (fin materialet). Metoden er brukt i dette studiet. Den er tidkrevende sammenliknet med kornfordeling med laserdeteksjon. Pipettering er ansett som mer egnet for å kvantifisere

leirinnhold presist ettersom laserdeteksjon har en tendens til å underestimere leirefraksjonen (C. Solheim, Personlig kommunikasjons, 18.januar 2022).

(Schmidt, 2018; Solheim, 2017) har vurdert at MPD-metoden som egnet til å måle romlig variasjon av infiltrasjonsevne på byjord og parkjord. Det gir en god indikasjon på hvor det er god og dårlig infiltrasjonsrate. Metoden krever lite utstyr og forkunnskap. Det gjør det lett å gjennomføre og er en egne metode for å kartlegge infiltrasjonsegenskapene til toppdekket. Toppdekket på Brånåsdalen består av tilsvarende parkjord. Dette studiet har vist at MPD-metoden er egnet til å vurdere romlig variasjon av infiltrasjonsevnen til toppdekket.

Toppdekket har stor variasjon i infiltrasjonsevne som forventet.

Kombinasjon av flere metoder for å vurdere egenskapene til toppdekket vil være optimalt. Dette studiet har vist at metodene: kornfordelingsanalyse, glødetap og MPD-infiltrrometer samlet kan gi en god indikasjon på om toppdekket har egnet egenskaper etter ønsket hensikt.

Det vil være flere fordeler ved å stille krav til feltbeskrivelser, analysemetoder og spesifikke krav til massene i toppdekket. En kombinasjon av kvantifisering, og subjektiv vektlegging ved vurdering av egenskapene til jordprøver vil gi en bedre representasjon. I tidligere grunnundersøkelser (Haukelid A/S 1987, Norconsult AS 2018) kan den visuelle klassifiseringen oppfattes som subjektiv når det ikke foreligger forklaring på hva som blant annet klassifiseres som tørrskorpeleire. En av utfordringene med kun visuell klassifisering er at de er basert på subjektive vurdering og ofte mangler systematikk. For at informasjonen som samles inn skal være verdifull må den presenteres på en slik måte at hvem som helst som ikke har tatt prøvene i felt kan forstå resultatet eksempelvis som vist i figur 26. Med mer spesifiserte krav vil det være mindre rom for faglig skjønn og antagelser knyttet til egenskapene til toppdekket. En mulighet er å stille krav til at jorden som skal brukes i toppdekket følger agronomiske prinsipper.

## 6.0 Videre arbeid

Videre anbefales det å gjennomføre boringer og/eller sette ned rør som kan være med på å bekrefte tolket grense ned til fjell og gi utfyllende informasjon om avgrensning av de deponerte massene vertikalt. Det anbefales videre å kartlegge toppdekket ved bruk av Elektromagnetikk (EM). Det er en annen metode som kan brukes for å visualisere kontraster i elektrisk ledningsevne og kan være egnet for å identifisere overgangen til avfall (Gaël et al., 2017). Fordelen med bruk av EM er at det er veldig rask og enkel metode å utføre og krever



ikke fysisk kontakt med bakken for å undersøke de elektriske egenskapene til jorda. Som har vist seg å være en utfordring på Brånåsdalen. Ulempen er at den har lavere oppløsning og penetrasjonsdyp sammenliknet med ERT. Det er en egent supplerende metode til ERT spesielt i områder det kan være utfordrende å få ned elektroder i bakken. Ved bruk av Em vil enheten ha en senderspole (Tx) hvor vekselstrøm med frekvens i størrelsesorden kHz vil generer et primært elektromagnetisk felt (Hp). Virvelstrømmer vil bli induert i undergrunnen som igjen generer et elektromagnetiskfelt (Hs). Begge måles av mottakerspolen (Rx). Det målte forholdet mellom Hp/Hs kan gi jordas elektriske ledningsevne, gjengitt i (Pavoni et al., 2021)

## 7.0 Konklusjon

Trolig øvre grensen ned til fjell er identifisert i ERT profil B\_5m, A\_5m tilsvarende 22-26 m dyp. Det har ikke vært mulig å differensiere grensen med de deponerte massene verken mellom topptetting eller marin leire. Årsaken kan være at kontrast i elektrisk ledningsevne mellom de ulike lagene ikke er tilstrekkelig. Både topptettingen og de deponerte avfallsmassene har stor variasjon av elektrisk ledningsevne når ERT undersøkelsene ses i sammenheng med navleboringer. Avgrensede avfallsceller med resistivitetsverdier mellom 15,9 opp mot 25  $\Omega$ m er gjennomgående i flere ERT profiler. Det kan tyde på at ytre deponigrensen streker seg lengre utover i horisontal retning i overgangen mellom profil B\_5m og profil F\_5m og ved profilslutt for E.

Vannledningsevnen K [m/s] varierer stort mellom enkeltpunkter, men samsvarer med klassifisering av jordart fra kornfordelingsanalyse. Den viser at jorda består av en sammensetning av finstoff (leire og silt) og sand/grus som virker tilstrekkelig til etablering av et rikt vegetasjonsdekket. Egenskapene til toppdekket av et deponi må samsvare med målsetting om kontrollert infiltrasjon og opprettholde fuktigheten i vekstlaget. Tykkelse til toppdekket varierer mellom 10-32 cm og er ikke tilfredsstillende for å beskytte leirelaget og sørge for oksidering av eventuell metanutslipp gjennom leirelaget. Dette, sammen med funn av kritisk lite organisk materiale ved flere prøvetakingspunkter (J2A og J2B), tyder på en økt risiko for erosjon og uttørking av det impermeable tetningslaget.

Det er også viktig at tykkelsen til toppdekket utbedres sammen med et høyere innhold av organisk materiale for å øke oksidasjonsevnen av jordlaget. Det er også viktig å undersøke om det finnes død vegetasjon på overflaten og dekke det til med kompostjord. Dette kan være med på å redusere de diffuse metanutslippene fra deponiet.

Dette studiet har vist at kombinasjon av metodene: kornfordelingsanalyse, glødetap og MPD-infiltrrometer samlet kan gi en god indikasjon på om toppdekket har egnet egenskaper etter ønsket hensikt. Ved å stille krav til feltbeskrivelser, analysemetoder og spesifikke krav til massene i toppdekket vil det være mindre rom for faglig skjønn og antagelser knyttet til egenskapene til toppdekket. Et krav kan være at jorden som skal brukes i toppdekket følger agronomiske prinsipper dvs. tilstrekkelig jordhelse som vil fremme etablering av vegetasjon.

En kombinasjon av geofysiske undersøkelsesmetoder som ERT sammen med infiltrasjonstester og fysisk jordprøver vil kunne tilfører ulik informasjon som kan gi et helhetlig og representativt fremstilling av egenskapene til toppdekket. Etersom ERT undersøkelser gir indirekte resultater etter invertering av tilsynelatende resistivitet vil andre supplerende undersøkelser være nødvendig for å kunne støtte tolkninger. Fordelen med ERT er at den kan avdekke romlig variasjon av egenskaper utover det som begrenses av punktmålinger. I dette studiet viser alle metodene at toppdekket er heterogent.

## 8.0 Referanser

- Ahmed, F., Nestingen, R., Nieber, J. L., Gulliver, J. S., & Hozalski, R. (2014). A Modified Philip-Dunne Infiltrometer for Measuring the Field-Saturated Hydraulic Conductivity of Surface Soil. *ResearchGate*. <https://doi.org/10.2136/vzj2014.01.0012>
- AL-Hameedawi, M. M. (2019). Forward and Inversion in Resistivity Method. *ResearchGate*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19335.24487>
- Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften), (2009).
- Bakke, K. (2017). *Brånåsen avfallsdeponi Undersøkelser av nedlagt deponi*. Norconsult.
- Beilegaard F. (2022). ResIPy Interpolation Tool (Version 0.1.0) [Programvare]. [https://github.com/fredriknk/Resipy\\_interpolate](https://github.com/fredriknk/Resipy_interpolate)
- Bergersen, O. (2015). *Målinger av gassfluks og vurdering av toppdekket i kantsone på avsluttet avfallsdeponi – Spillhaug 2015 (1/29/2015)*. NIBIO. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmli/bitstream/handle/11250/2375344/NIBIO%20RAPPORT%201%2829%29.pdf?sequence=5&isAllowed=y>
- Binley, A., Blanchy, G., Saneiyani, S., Boyd, J., & McLachlan, P. (2020). ResIPy, an intuitive open source software for complex geoelectrical inversion/modeling. *Elsevier*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cageo.2020.104423>
- Binley, A., Ramirez, A., & Daily, W. (1995). Regularised Image Reconstruction of Noisy Electrical Resistance Tomography Data. [http://www.es.lancs.ac.uk/people/amb/Publications/pdfs/Binley\\_et\\_al\\_1995.pdf](http://www.es.lancs.ac.uk/people/amb/Publications/pdfs/Binley_et_al_1995.pdf) (Lancaster University)
- Binley, A., & Slater, L. (2020). *Resistivity and Induced Polarization Theory and Applications to the Near-Surface Earth*. Cambridge University Press.
- Blanchy G., Saneiyani S., Boyd J., McLachlan P. and Binley A. (2020). "ResIPy, an Intuitive Open Source Software for Complex Geoelectrical Inversion/Modeling." (Version 3.3.2). [Programvare]. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2020.104423>
- Christensen, T. H., Cossu, R., & Stegmann, R. (2019). *Landfilling of Waste: Biogas* CRC Press Taylor & Francis Group.
- Cossu, R., & Stegmann, R. (2018). *Solid Waste Landfilling Concepts, Processes, Technology*. Elsevier.
- COWI. (2019). *ROSSELAND – FAGNOTAT VANN,AVLØP OG OVERVANN*. COWI.
- Erickson, A. J., Weiss, P. T., & Gulliver, J. S. (2013). *Optimizing Stormwater Treatment Practices: A Handbook of Assessment and Maintenance* (2013 ed.). New York, NY: Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-4624-8>
- Everett, M. E. (2013). *Near-Surface Applied Geophysics*. New York: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139088435>

- Gaël, D., Tanguy, R., Nicolas, M., & Frédéric, N. (2017). Assessment of multiple geophysical techniques for the characterization of municipal waste deposit sites. *Elsevier. Geophysics foundations: Physical properties: Electrical resistivity of geologic materials*. (u.å.).
- Halvorsen, E., & Nygård, I. (2018). *Brånåsen avfallsdeponi Kartlegging deponigrense Oktober 2018*. Norconsult. <https://docplayer.me/113448023-Branasen-avfallsdeponi.html>
- Hazen, A. (1911). Discussion: Dams on sand foundations. *Transactions, American Society of Civil Engineers*, 73:199.
- Hoogsteen, M. J. J., Lantinga, E. A., Bakker, E. J., Groot, J. C. J., & Tittonell, P. A. (2015). Estimating soil organic carbon through loss on ignition: effects of ignition conditions and structural water loss. *Eur J Soil Sci*, 66(2), 320-328. <https://doi.org/10.1111/ejss.12224>
- Haavelmo, H. (1950). *Skedsmo*. Herredsstyret. <https://doi.org/oai:nb.bibsys.no:998110735214702202>
- Ibraheem., I. M., Tezkan, B., & Bergers, R. (2021). Integrated Interpretation of Magnetic and ERT Data to Characterize a Landfill in the NorthWest of Cologne, Germany. *Springer Link*. <https://doi.org/> <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2018.02.007>
- IRIS instruments. (2018). SYSCAL Pro Standard & Switch (24 - 48 - 72 - 96 - 120) Version 10 channels Resistivity-meter for Resistivity and Chargeability measurements In: IRIS instruments.
- Jensen, H. K. B. (2007). *Ladedeponiet-forprosjekt (2007.050)*. NGU. [https://openarchive.ngu.no/ngu-xmloi/bitstream/handle/11250/2664822/2007\\_050.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://openarchive.ngu.no/ngu-xmloi/bitstream/handle/11250/2664822/2007_050.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Jørgensen, P., Sørensen, R., & Haldorsen, S. (1997). *Kvartærgeologi* (2 ed.). Landbruksforlaget.
- Kluge Advokatfirma AS. (2019a). *BILAGSOVERSIKT til Historisk gjennomgang vedrørende Brånåsdalen nedlagte avfallsdeponi av 9. mars 2019*. Kluge.
- Kluge Advokatfirma AS. (2019b). *Brånåsdalen nedlagte avfallsdeponi og tilgrensende boligområder – en historisk gjennomgang*. Kluge.
- Krogstad, T. (1991). *Manual for kornfordelingsanalyse etter pipettemetoden : forbehandling og pipetteringsprosedyre : dataprogrammer for veiing, beregning og utskrift*. ISSN 0803-1304
- Krogstad, T. (1992). *Metoder for jordanalyser*. (6/92). Å.-N. s. Institutt for jordfag.
- Laugesen, J., Miller, A., Holsen, A. H., Elander, P., Pihlstrøm, A., & Henriksen, T. (2015). *Veileder for avslutning og etterdrift av deponier*. (12/2015). Avfall Norge Retrieved from <https://avfallnorge.ams3.digitaloceanspaces.com/avfall-norge-no/dokumenter/2015-12-Veileder-Avslutning-og-etterdrift-av-deponier-Avfall-Norge.pdf?mtime=20171005150257&focal=none>
- Lillestrøm kommune. (u.å.-a). *Fremdrift av tiltak på deponiet Gassanlegget skal oppgraderes, det skal etableres en god overvannshåndtering og området skal gis et parkmessig preg*. Retrieved 15.06.2022 from <https://www.lillestrom.kommune.no/energi-klima-og-miljo/deponier/branasdalen-nedlagte-avfallsdeponi/tiltak-pa-deponiet/>
- Lillestrøm kommune. (u.å.-b). *Rapporter og dokumenter fra arbeidet med deponiet, overvåkningsprogrammet og vurderinger av disse*. Retrieved 04.06.2020 from

<https://www.lillestrom.kommune.no/energi-klima-og-miljo/deponier/branasdalen-nedlagte-avfallsdeponi/rapporter-og-dokumenter/#historisk>

McDougall, J. (2008). *Geotechnical Characterization, Field Measurement, and Laboratory Testing of Municipal Solid Waste: Proceedings of the 2008 International Symposium on Waste Mechanics* (D. Zekkos, Ed.). American Society of Civil Engineers.

<https://vdoc.pub/documents/geotechnical-characterization-field-measurement-and-laboratory-testing-of-municipal-solid-waste-proceedings-of-the-2008-international-symposium-on-waste-mechanics-march-13-2008-new-orleans-louisiana-7lpkd06hc5m0>

Miljødirektoratet. (2019). *Grunnlagsrapport for videre veiledning – utfordringer ved bygging på nedlagte deponier*.

Miljødirektoratet. (2020). *Bygging på nedlagte deponier – Veiledning om regelverk og hva som bør vektlegges ved bygging på eller i randsonen til nedlagte deponier*.

Miljødirektoratet. (u.å.). *Grunnforurensning* Miljødirektoratet. Retrieved 08.06.2022 from <https://grunnforurensning.miljodirektoratet.no/>

Milsom, J., & Eriksen, A. (2011). *Field Geophysics* (4 ed.). John Wiley & Sons Ltd.

Mæhlum, T. (2021). *Naturbaserte renseløsninger for sigevann fra eldre deponier*, Earthresque.

Mæhlum, T., Køhler, J. C., Jenssen, P. D., & Hensel, G. R. (2010). *Grunnundersøkelser for infiltrasjon - mindre avløpsanlegg* (178 - 2010). N. Vann.

Nesting, R. S. (2007). *The Comparison of Infiltration Devices and Modification of the Philip-Dunne Permeameter for the Assessment of Rain Gardens*. Ph.D. thesis, University of Minnesota.

Nichols, G. (2009). *Sedimentology and stratigraphy* (Second edition ed.). Wiley India Pvt., Ltd.

Norconsult AS. (2017). *Overvannsplan. Brånås deponi*. Norconsult.

Nordgulen, Ø., & Andersen, A. (2013). De eldste bargartene dannes Jordas urtid 4600-850 M(\*). In I. V. Ramberg, I. Bryhni, A. Nøttvedt, & K. Rangnes (Eds.), *Landet blir til Norges geologi*.

Norges geologiske undersøkelse. (2011). [GranadaWMS4 - Nasjonal grunnvannsdatabase]. Hentet 26.april 2022 fra <http://geo.ngu.no/maps/GranadaWMS4>

Norges geologiske undersøkelse. (2011). [LosmasserWMS]. Hentet 26.april 2022 fra <https://geo.ngu.no/maps/LosmasserWMS>

Norges geologiske undersøkelse. (2010). [BerggrunnWMS2 - Nasjonal berggrunnsdatabase]. Hentet 26.april 2022 fra <https://geo.ngu.no/maps/BerggrunnWMS2>

Norge i bilder. (2021). [Bildesøk Haugenstua med kartlag Nedre Romerike 2021].

Hentet 08.april 2022 fra

<https://norgebilder.no/?x=278514&y=6656026&level=14&utm=33&projects=3536&layers=&planne dOmlp=0&plannedGeovekst=0>

- Norge i bilder. (1986). [Bildesøk Haugenstua med kartlag Nittedal – Skedsmo – Fet – Sørumsund 1986]. Hentet 08.april 2022 fra <https://norgebilder.no/?x=278514&y=6656026&level=14&utm=33&projects=2714&layers=&plannedOmlop=0&plannedGeovekst=0>
- Norge i bilder. (1975). [Bildesøk Haugenstua med kartlag Skedsmo 1975]. Hentet 08.april 2022 fra <https://norgebilder.no/?x=278514&y=6656026&level=14&utm=33&projects=2707&layers=&plannedOmlop=0&plannedGeovekst=0>
- Norge i bilder. (1974). [Bildesøk Haugenstua med kartlag Sørumsund 1974]. Hentet 08.april 2022 fra <https://norgebilder.no/?x=278514&y=6656026&level=14&utm=33&projects=2705&layers=&plannedOmlop=0&plannedGeovekst=0>
- Norge i bilder. (1939). [Bildesøk Haugenstua med kartlag Lillestrøm 1939]. Hentet 08.april 2022 fra <https://norgebilder.no/?x=278514&y=6656026&level=14&utm=33&projects=2687&layers=&plannedOmlop=0&plannedGeovekst=0>
- Nyborg, Å., & Olsen, H. (2016). Organisk materiale. *NIBIO POP*, 2. [https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmloi/bitstream/handle/11250/2379314/NIBIO\\_POP\\_2016\\_2\\_10.pdf?sequence=5&isAllowed=y](https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmloi/bitstream/handle/11250/2379314/NIBIO_POP_2016_2_10.pdf?sequence=5&isAllowed=y)
- Pavoni, M., Sirch, F., & Boaga, J. (2021). Electrical and Electromagnetic Geophysical Prospecting for the Monitoring of Rock Glaciers in the Dolomites, Northeast Italy. *sensors*. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/s21041294>
- Pierzynski, G. M., Sims, J. T., & Vance, G. F. (2005). *Soils and environmental quality* (3rd ed.). CRC Press.
- Pohland, F. G., & Harper, S. R. (1985). *Critical review and summary of leachate and gas production from landfills*. U.S Environmental Protection Agency.
- Reynolds, J. M. (2011). *INTRODUCTION TO APPLIED AND ENVIRONMENTAL GEOPHYSICS* (2ND ED. ed.). WILEY-BLACKWELL. [https://librarysearch.cardiff.ac.uk/openurl/44WHELF\\_CAR/44WHELF\\_CAR:44WHELF\\_CAR\\_VU1?u.ignore\\_date\\_coverage=true&rft.mms\\_id=9911809220802420](https://librarysearch.cardiff.ac.uk/openurl/44WHELF_CAR/44WHELF_CAR:44WHELF_CAR_VU1?u.ignore_date_coverage=true&rft.mms_id=9911809220802420)
- Richter, W., & Lillich, W. (1975). *Abriss der Hydrogeologie*. Schweizerbart'Sche Verlagsbuchhandlung.
- Sadasivam, B. Y., & Reddy, K. R. (2013). Landfill methane oxidation in soil and bio-based cover systems: a review. *Springer*. <https://doi.org/10.1007/s11157-013-9325-z>
- Schmidt, I. (2018). *Infiltrasjon av urbant overvann i grøntanlegg* <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmloi/bitstream/handle/11250/2565750/Schmidt.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Schwartz, F. W., & Zhang, H. (2003). *Fundamentals of ground water*. Wiley.
- Solberg, S. (2019). *Ravinene : Østlandets jungel*. Isfugl forlag.
- Solheim, E. B. (2017). *Infiltrasjon for lokal overvannsdiskontering (LOD) - Vurdering av metoder for å måle infiltrasjon på lokal tomt* Norges miljø og biovitenskapelig universitet ].
- Statens forurensingstilsyn. (2009). *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn S. forurensingstilsyn*. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2553/ta2553.pdf>

Statens forurensningstilsyn. (2003). *Veileder til deponiforskriften (TA-1951/2003)* SFT Retrieved from <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/avfall/1951/ta1951.pdf>

Statens forurensningstilsyn. (2005). *Veileder om overvåking av sigevann fra avfallsdeponier.* (TA-2077). SFT Retrieved from [https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2077/ta2077\\_bokmal.pdf](https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2077/ta2077_bokmal.pdf)

Statens kartverk. (2007). [Topografisk norgeskart 4 gråtone]. Hentet 6.juni 2021 fra <https://openwms.statkart.no/skwms1/wms.topo4.graatoner>

Statens kartverk (u.å.), -a. [DTM:skyggerelieff]. Hentet 19.april 2022 fra <https://wms.geonorge.no/skwms1/wms.hoyde-dtm>

Statens kartverk (u.å.), -b. [DTM1]. Lastet ned 24. januar 2022 fra <https://hoydedata.no/LaserInnsyn2/>

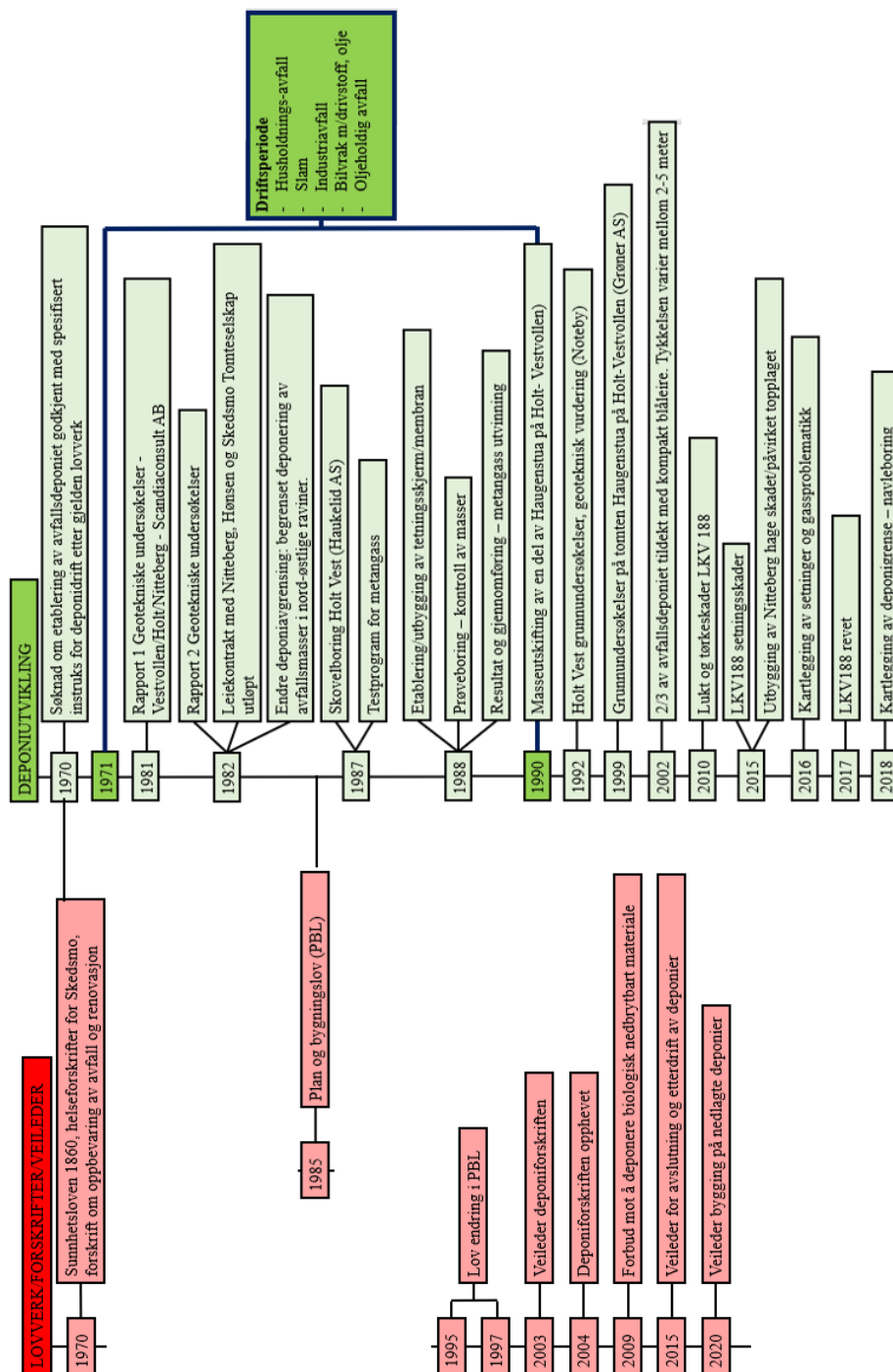
Tindall, J. A., Kunkel, J. R., & Anderson, D. (1999). *Unsaturated zone hydrology for scientists and engineers.* Prentice Hall.

Vorren, T. O., Mangerud, J., Blikra, L. H., Nesje, A., & Sveian, H. (2013). Norge trer fram De siste 11 700 år - Holocen. In I. V. Ramberg, I. Bryhni, A. Nøttvedt, & K. Rangnes (Eds.), *Landet blir til* (2 ed., pp. 559).

Weight, W. D. (2008). *Hydrology Field Manual.* The McGraw-Hill Companies.  
Young, D., & Stadler, S. (2019). *Cutnell & Johanson Physics* (11 ed.). John Wiley & Sons, Inc.

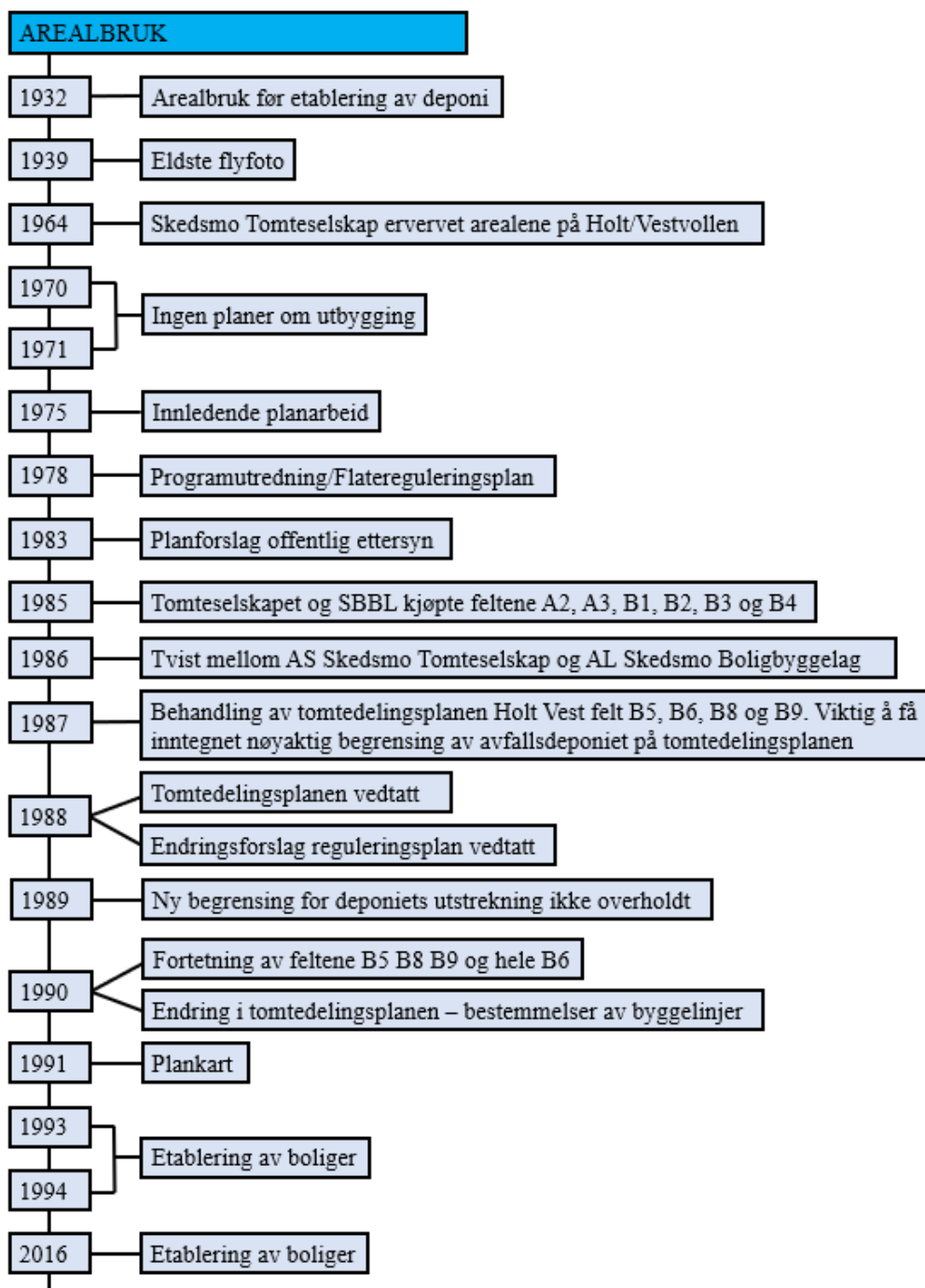
## 9.0 Vedlegg

**Vedlegg 1:** Tidslinjer for historisk utvikling av deponi: lovverk, deponiutvikling og arealbruk. Utarbeidet med utgangspunkt i funn gjort i (Kluge Advokatfirma, 2019b; Avfallsforskriften, 2009, §9-4; Statens forurensingstilsyn, 2003; Laugesen et al., 2015)



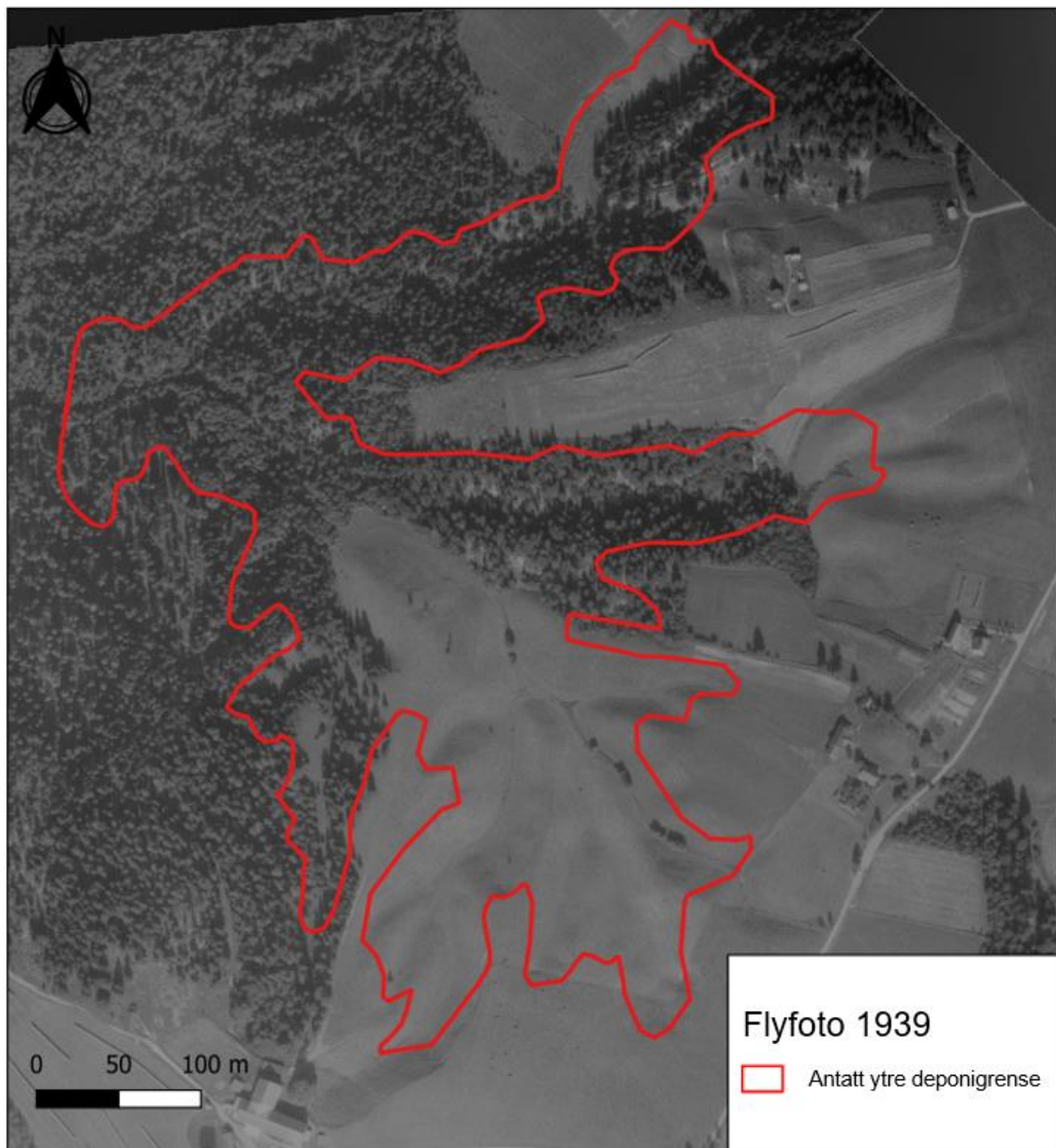
Figur 1.1: Deponiutvikling opp mot utvikling av lovverk, forskrifter og veiledere. Forkortelsene PBL og LKV 188 står for plan og bygningsloven og Lensmann klevs vei 188.



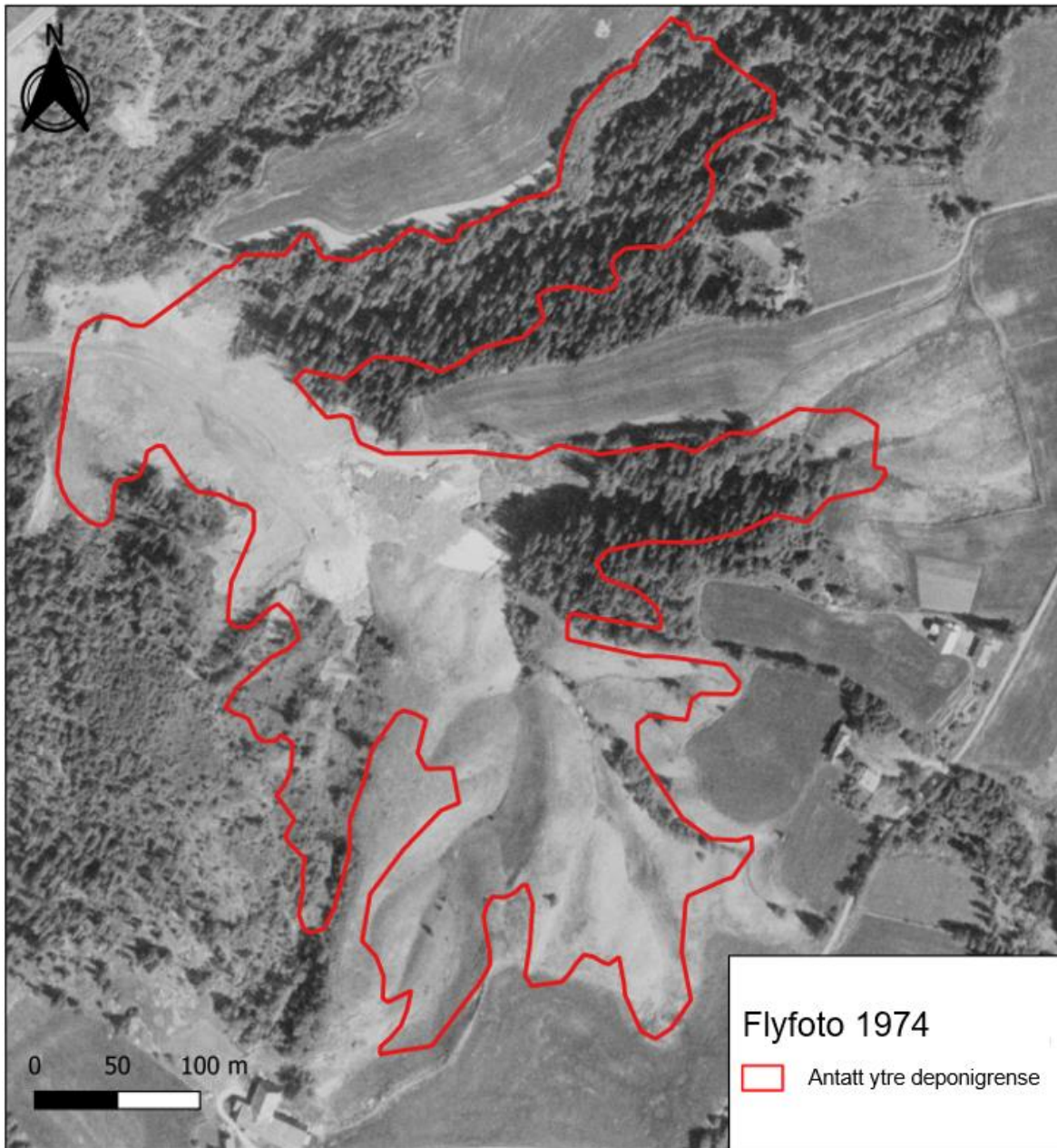


Figur 1.2 Utviklingen av arealbruk på Brånåsdalen fra 1932 frem til 2016. LKV 188 står for plan og bygningsloven og Lensmann klevs vei 188.

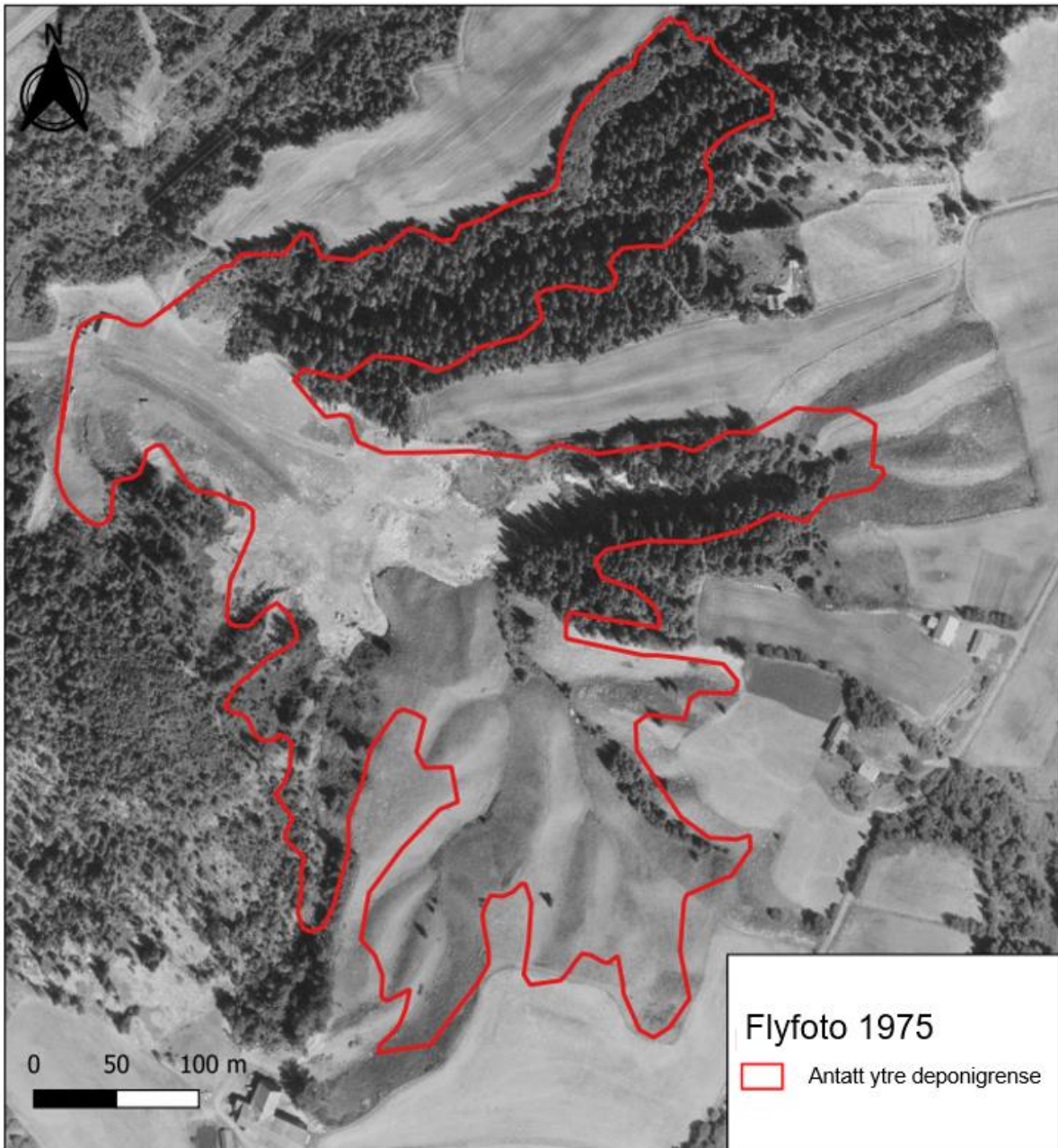
## Vedlegg 2 Flyfoto



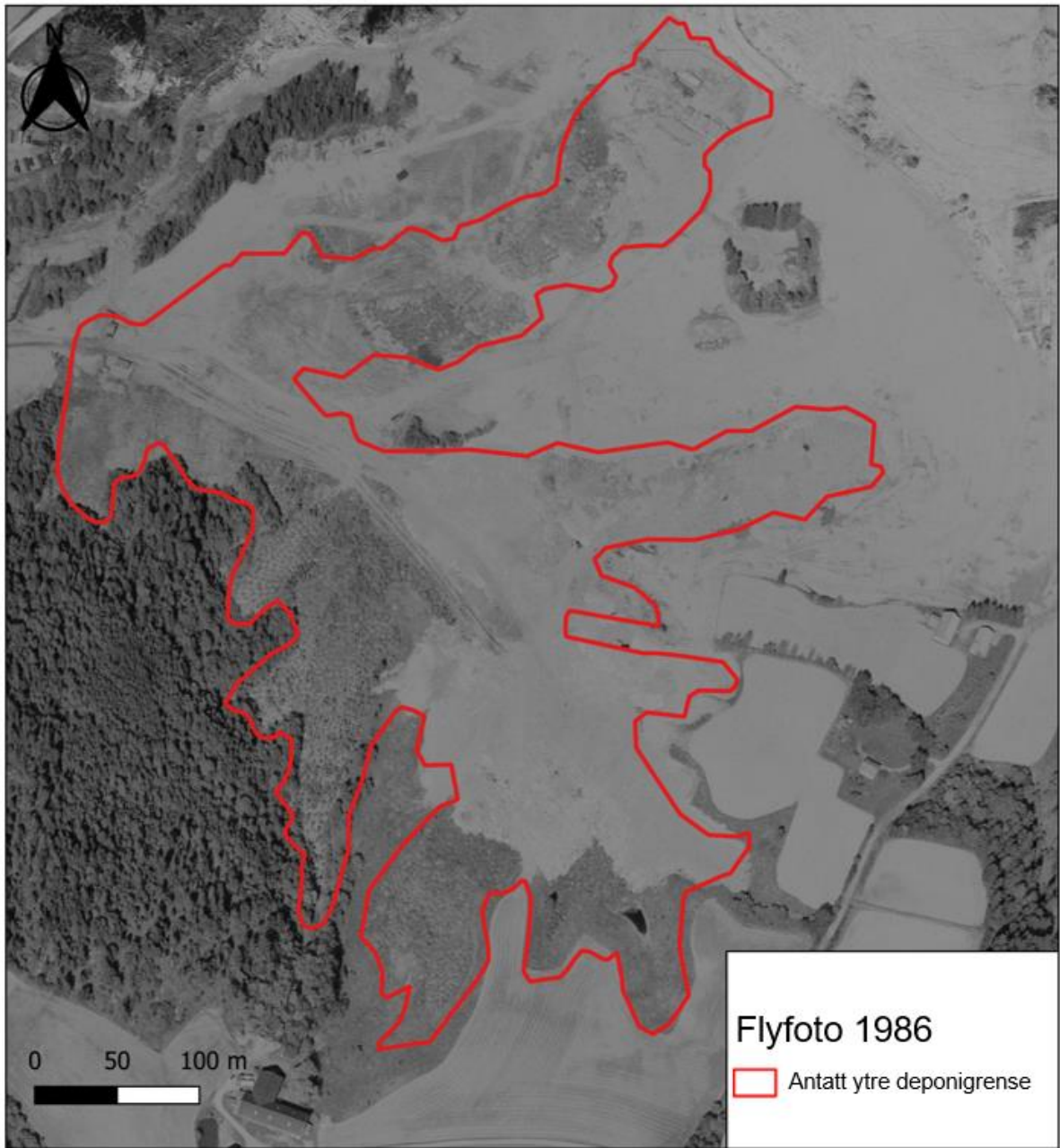
Figur 2.1: Flyfoto fra 1939 (Norge i bilder, 1939) med antatt ytre deponigrense markert med rød linje.



Figur 2.2: Flyfoto fra 1974 (Norge i bilder, 1974) med antatt ytre deponigrense markert med rød linje.



Figur 2.3: Flyfoto fra 1975 (Norge i bilder, 1975) med antatt ytre deponigrense markert med rød linje.



Figur 2.4: Flyfoto fra 1986 (Norge i bilder, 1986) med antatt ytre deponigrense markert med rød linje



Figur 2.5: Flyfoto 2021 (Norge i bilder, 1986) med antatt ytre deponigrense markert med rød linje

### Vedlegg 3: ERT program, elektrodeavstand, profillengde

Profil navn	Dato	Program	Elektrodeavstand	Antall elektroder	Teoretisk profillengde [m]	Profilengde fra GPS koordinater [m]
Profil_A_5m	16.jul	WEN48NR5	5	48	235	235
Profil_A_1m	19.juli-20.juli	WEN96NR5	1	96	95	95
Profil_B_5m	5.nov - 6.nov	WEN96NR5	5	96	475	474
Profil_C_5m	12.jul	WEN48NR5	5	48	235	234
Profil_C_1m	13.jul	WEN96NR5	1	96	95	95
Profil_D_5m	21.jul	WEN64NR2	5	64	315	314
Profil_D_1m_del1	22.jul	WEN96NR5	1	96	95	95
Profil_D_1m_del2	23.jul	WEN96NR5	1	96	95	95
Profil_E_5m	18.okt	WEN80NR2	5	80	395	394
Profil_E_1m_del1	19.okt	WEN96NR5	1	96	95	95
Profil_E_1m_del2	01.nov	WEN96NR5	1	96	95	95
Profil_F_5m	25.okt	WEN80NR2	5	80	395	395
Profil_F_1m_del1	26-27.okt	WEN96NR5	1	96	95	95
Profil_F_1m_del2	29.okt	WEN96NR5	1	96	95	95

**Vedlegg 4:** GPS punkter for ERT linjer, infiltrasjonstester og jordprøver.

## ERT profiler

Profilnavn	Elektrode nr.	UTM	Østlig (x)	Nordlig (y)
A_1m	1	32V	613087,100	6651252,800
A_1m	49	32V	613133,800	6651258,800
A_1m	96	32V	613181,500	6651259,420
A_5m	1	32V	613047,400	6651240,300
A_5m	48	32V	613277,400	6651289,500
B_5m	1	32V	612864,500	6651305,513
B_5m	22	32V	612921,701	6651218,007
B_5m	96	32V	613081,937	6650885,249
C_1m	1	32V	613062,500	6651222,500
C_1m	96	32V	613148,600	6651182,200
C_5m	1	32V	612927,800	6651285,800
C_5m	48	32V	613139,700	6651185,400
D_5m	1	32V	612859,800	6651333,100
D_5m	25	32V	612978,600	6651356,300
D_5m	64	32V	613150,110	6651444,800
D_1m_del1	1	32V	613066,360	6651399,780
D_1m_del1	96	32V	613151,410	6651442,540
D_1m_del2	1	32V	613003,800	6651367,000
D_1m_del2	96	32V	613088,400	6651410,800
E_5m	1	32V	612923,744	6651206,660
E_5m	57	32V	613159,607	6651056,926
E_5m	80	32V	613259,081	6651000,338
E_1m_del1	1	32V	613176,105	6651047,180
E_1m_del1	96	32V	613259,155	6651000,907
E_1m_del2	1	32V	613100,655	6651095,037
E_1m_del2	55	32V	613145,914	6651065,405
E_1m_del2	96	32V	613180,803	6651044,319
F_5m	1	32V	612971,564	6651008,207
F_5m	80	32V	612987,590	6651402,573
F_1m_del1	1	32V	612976,600	6651127,700
F_1m_del1	96	32V	612980,700	6651222,500
F_1m_del2	1	32V	612984,700	6651294,100
F_1m_del2	96	32V	612987,300	6651389,500



## Infiltrasjonstester

Infiltrasjonspunkt	UTM	Østlig (x)	Nordlig (y)
I0	32V	613151,474	6651442,227
I1	32V	613150,669	6651442,114
I2	32V	613146,297	6651439,570
I3	32V	613140,161	6651436,397
I4	32V	613139,767	6651436,291
I5	32V	613146,522	6651439,390
I6	32V	613136,251	6651433,582
I7	32V	613120,180	6651424,853
I8	32V	613119,708	6651424,521
I9	32V	613116,135	6651419,135
I10	32V	613109,628	6651417,537
I11	32V	613109,058	6651417,546
I12	32V	613104,506	6651415,407
I13	32V	613098,477	6651411,573
I14	32V	613097,945	6651411,405
I15	32V	613093,331	6651409,266
I16	32V	613087,321	6651405,948
I17	32V	613086,797	6651405,667
I18	32V	613082,456	6651403,177
I19	32V	613049,803	6651385,797
I20	32V	613040,469	6651380,588
I21	32V	613036,240	6651378,210
I22	32V	613032,616	6651376,569
I23	32V	613116,885	6651255,313
I24	32V	613117,328	6651255,339
I25	32V	613122,597	6651255,806
I26	32V	613129,806	6651256,664
I27	32V	613134,520	6651257,197
I28	32V	613135,048	6651257,182
I29	32V	613030,684	6651377,613
I30	32V	613026,225	6651374,957
I31	32V	613015,358	6651369,953
I32	32V	613023,097	6651373,362
I33	32V	613015,855	6651370,497
I34	32V	613148,122	6651186,016
I35	32V	613146,158	6651187,740
I36	32V	613145,580	6651187,637
I37	32V	613140,122	6651187,949
I38	32V	613139,993	6651190,114
I39	32V	612983,986	6651315,625
I40	32V	612984,020	6651316,349
I41	32V	612984,004	6651323,539

I42	32V	612983,922	6651325,468
I43	32V	612983,941	6651328,281
I44	32V	612984,048	6651331,275

### Jordprøver

Prøvepunkt	UTM	Østlig (x)	Nordlig (y)
J1	32V	613151,766	6651443,604
J2	32V	613146,758	6651441,209
J3	32V	613140,324	6651437,759
J4	32V	613135,337	6651434,633
J5	32V	613026,983	6651375,742
J6	32V	613031,307	6651377,966

## Vedlegg 5: Bilder fra felt og fra laboratorium



Figur 5.1: Bilder tatt under ERT undersøkelser og viser variasjon av værforhold.



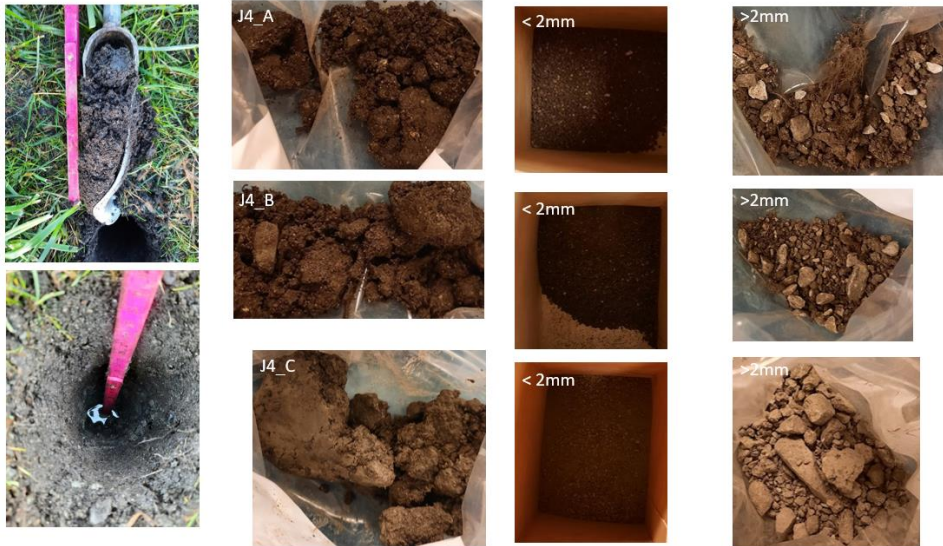
Figur 5.2: fra venstre mot høyere bilder fra jordprøvetaking i felt, jordprøve før tørking og jordprøve etter tørking og sikting mellom fraksjonene  $>2\text{mm}$  og  $<2\text{mm}$  for jordprøve prøvepunkt J1.



Figur 5.3: fra venstre mot høyere bilder fra jordprøvetaking i felt, jordprøve før tørking og jordprøve etter tørking og sikting mellom fraksjonene  $>2\text{mm}$  og  $<2\text{mm}$  for jordprøve prøvepunkt J2.



Figur 5.4: fra venstre mot høyere bilder fra jordprøvetaking i felt, jordprøve før tørking og jordprøve etter tørking og sikting mellom fraksjonene  $>2\text{mm}$  og  $<2\text{mm}$  for jordprøve prøvepunkt J3.



Figur 5.5: fra venstre mot høyere bilder fra jordprøvetaking i felt, jordprøve før tørking og jordprøve etter tørking og sikting mellom fraksjonene >2mm og <2mm for jordprøve prøvepunkt J4.



Figur 5.6: fra venstre mot høyere bilder fra jordprøvetaking i felt, jordprøve før tørking og jordprøve etter tørking og sikting mellom fraksjonene >2mm og <2mm for jordprøve prøvepunkt J5



Figur 5.7: fra venstre mot høyere bilder fra jordprøvetaking i felt, jordprøve før tørking og jordprøve etter tørking og sikting mellom fraksjonene >2mm og <2mm for jordprøve prøvepunkt 6.

### MPD-infiltrometer



Figur 5.8: Bilder tatt fra gjennomførte infiltrasjonstester i ulike værforhold.

## Vedlegg 6 Skriptet til ERT

Beilegaard F. (2022). ResIPy Interpolation Tool (Version 0.1.0) [Programvare].  
[https://github.com/fredriknk/Resipy\\_interpolate](https://github.com/fredriknk/Resipy_interpolate)

ERT 2D plott

```
import sys

sys.path.append("C:/Users/erlin/PycharmProjects/resipy-fnk/src")

from resipy import Project

import geopandas as gpd

import numpy as np

import pandas as pd

import pyvista as pv

import time

import matplotlib

matplotlib.use("Qt5Agg")

import matplotlib.pyplot as plt

if __name__ == '__main__':
```

```
    profiles = {0:"PROFILA_1m_20210720.EE",
                1:"PROFILA_5m_20210716",
                2:"PROFILB_5m_20211106(1)",
                3:"PROFILC_1m_20210713.EE",
                4:"PROFILC_5m_20210712",
                5:"PROFILD_1m_del1_20210722.EE",
                6:"PROFILD_1m_del2_20210723.EE",
                7:"PROFILD_5m_20210721.EE",
                8:"PROFILE_1m_del1.EE",
                9:"PROFILE_1m_del2_20211019",
                10:"PROFILE_5m_20211018.EE",
                11:"Profil_F_1m_del1_20211027.EE",
                12:"Profil_F_1m_del2_20211029.EE",
                13:"Profil_F_5m_20211025.EE"}
```

```

timings = {}
t0 = time.time()
k = Project(typ='R2')

#
k.createPseudo3DSurvey(r'C:/Users/fnk/PycharmProjects/resipy_fnk/src/examples/
test/data',
#
#           lineSpacing=20, ftype="ResInv")
#
k.importPseudo3DElec(r'C:/Users/fnk/PycharmProjects/Resipy_interpolate/topofil
es/electrodes3d.csv')
# k.createMultiMesh(typ='trian', show_output=False, dump=None,
runParallel=True)

# k.param['b_wgt'] = 0.05
# k.invertPseudo3D(runParallel=True)
#
# timings['Pseudo 3D'] = time.time() - t0
#
k.saveProject(r'C:/Users/fnk/PycharmProjects/resipy_fnk/src/examples/test/JN_P
seudo3D_Willington.resipy')

#
k.loadProject(r'C:/Users/fnk/PycharmProjects/resipy_fnk/src/examples/test/JN_P
seudo3D_Willington.resipy')
k.loadProject("data/malin_psuedo3d (1).resipy")

profile_no = 0
print(profiles[profile_no])
k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
#           elec_color="k", elec_size=4.)

profile_no = 1
print(profiles[profile_no])

```



```

k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
                elec_color="k", elec_size=4.)
profile_no = 2
print(profiles[profile_no])
k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
                elec_color="k", elec_size=4.)
profile_no = 3
print(profiles[profile_no])
k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
                elec_color="k", elec_size=4.)
profile_no = 4
print(profiles[profile_no])
k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
                elec_color="k", elec_size=4.)
profile_no = 5
print(profiles[profile_no])
k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
                elec_color="k", elec_size=4.)
profile_no = 6
print(profiles[profile_no])
k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
                elec_color="k", elec_size=4.)
profile_no = 7
print(profiles[profile_no])
k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
                elec_color="k", elec_size=4.)
profile_no = 8
print(profiles[profile_no])

```

```

k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
                elec_color="k", elec_size=4.)
profile_no = 9
print(profiles[profile_no])
k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
                elec_color="k", elec_size=4.)
profile_no = 10
print(profiles[profile_no])
k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
                elec_color="k", elec_size=4.)
profile_no = 11
print(profiles[profile_no])
k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
                elec_color="k", elec_size=4.)
profile_no = 12
print(profiles[profile_no])
k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
                elec_color="k", elec_size=4.)
profile_no = 13
print(profiles[profile_no])
k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
                elec_color="k", elec_size=4.)
profile_no = 14
print(profiles[profile_no])
k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
                elec_color="k", elec_size=4.)
profile_no = 15
print(profiles[profile_no])

```

```
k.showResults(index=profile_no, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
elec_color="k", elec_size=4.)
```

```
""" Displays a 2d mesh and attribute.
```

```
Parameters
```

```
-----
```

```
color_map : string, optional
```

```
color map reference
```

```
color_bar : Boolean, optional
```

```
`True` to plot colorbar
```

```
xlim : tuple, optional
```

```
Axis x limits as `(xmin, xmax)`.
```

```
zlim : tuple, optional
```

```
Axis z limits as `(zmin, zmax)`.
```

```
ax : matplotlib axis handle, optional
```

```
Axis handle if preexisting (error will thrown up if not)
figure is to be cast to.
```

```
electrodes : boolean, optional
```

```
Enter true to add electrodes to plot.
```

```
sens : boolean, optional
```

```
Enter true to plot sensitivities.
```

```
edge_color : string, optional
```

```
Color of the cell edges, set to `None` if you dont want an
edge.
```

```
contour : boolean, optional
```

```
If `True`, plot filled with contours instead of the mesh.
```

```
vmin : float, optional
```

```
Minimum limit for the color bar scale.
```

```
vmax : float, optional
```

```
Maximum limit for the color bar scale.
```

```
attr : string, optional
```

Which attribute in the mesh to plot, references a dictionary of attributes. `attr` is passed

as the key for this dictionary.

`clabel` : string, optional

Label of the colorbar. Default is the value of `attr`` argument.

`hor_cbar` : boolean, optional

'True' to make a horizontal color bar at the bottom of the plot, default

is vertical color bar to the right of the plot.

`sensPrc` : float, optional

Normalised (between 0 and 1) sensitivity value threshold. Default

is None meaning the sensitivity is just overlay. Need `sens=True``

to be used.

`maxDepth` : float

Maximum absolute depth to be shown on the plotted figure.

`aspect` : string, optional

defines the aspect ratio of the plot.

'equal' locks the aspect ratio.

'auto', aspect ratio is define by plotting area.

`darkMode` : bool, optional

If True, electrodes will be plotted in white, else black

Returns

-----

`figure` : matplotlib figure

Figure handle for the plotted mesh object.

Notes

-----

Show a mesh object using matplotlib. The color map variable should be

a string referring to the color map you want (default is "jet").

As we're using the matplotlib package here any color map available within

matplotlib package can be used to display the mesh here also. See:

[https://matplotlib.org/2.0.2/examples/color/colormaps\\_reference.html](https://matplotlib.org/2.0.2/examples/color/colormaps_reference.html)

```
"""
```

3D plott

```
import sys
sys.path.append("C:/Users/erlin/PycharmProjects/resipy-fnk/src")
from resipy import Project
import geopandas as gpd
import numpy as np
import pandas as pd
import pyvista as pv
import time
import matplotlib
import math

matplotlib.use("Qt5Agg")
import matplotlib.pyplot as plt

def floatRgb(mag, cmin, cmax):
    """ Return a tuple of floats between 0 and 1 for R, G, and B. """
    # Normalize to 0-1
    try: x = float(mag-cmin)/(cmax-cmin)
    except ZeroDivisionError: x = 0.5 # cmax == cmin
    blue = min((max((4*(0.75-x), 0.)), 1.))
    red = min((max((4*(x-0.25), 0.)), 1.))
    green = min((max((4*math.fabs(x-0.5)-1., 0.)), 1.))
    return red, green, blue

def rgb(mag, cmin, cmax):
    """ Return a tuple of integers, as used in AWT/Java plots. """
```

```

red, green, blue = floatRgb(mag, cmin, cmax)
return int(red*255), int(green*255), int(blue*255)

def strRgb(mag, cmin, cmax):
    """ Return a hex string, as used in Tk plots. """
    return "#%02x%02x%02x" % rgb(mag, cmin, cmax)

if __name__ == '__main__':
    timings = {}
    t0 = time.time()
    k = Project(ryp='R2')

    k.loadProject("data/malin_psuedo3d (1).resipy")

    import pyvista as pv
    from pyvista import examples
    from osgeo import gdal
    import numpy as np
    import gemgis as gg
    import rasterio

    filename2 = "Maps/clipped raster2.tif"

    fn = filename2

    mesh = gg.visualization.read_raster(path=fn, nodata_val=0.,
name='Elevation [m]')

    dem = rasterio.open(fn)
    band1 = dem.read(1)

    # map = "Maps\eksport_4417235_07042022\Eksport-nib.tif"
    #map = "Maps\eksport_4417238_07042022\Eksport-nib.tif"
    map = "Maps/DTM2022_Deponigrense.tif"

```

```

src = rasterio.open(map)
sb = src.bounds
array = src.read(1)

texture = pv.numpy_to_texture(array)

sargs = dict(fmt="%0f", color='black')

bounds = [6.122e+05, 6.140e+05, 6.65101e+06, 6.6509e+06, 0, 1.760e+02]

topo = mesh.warp_by_scalar(scalars="Elevation [m]", factor=1.0)
topo = topo.clip('z', invert=False, origin=(0, 0, 0))
topo = topo.clip_box(bounds)
topo = topo.texture_map_to_plane(origin=[sb.left, sb.bottom, 0],
                                point_u=[sb.right, sb.bottom, 0],
                                point_v=[sb.left, sb.top, 0],
                                use_bounds=False, inplace=True)
topo = topo.translate([0, 0, -50])

ax = pv.Plotter()

excel_filename = "./Maps/borelogg.xlsx"

xls = pd.ExcelFile(excel_filename)
xls.sheet_names

lines = []

plot_boundry = True
plot_methane = False
boundry_width = 13

```

```

methane_line_width = 13

fill_color = "#a39cba"
boundary_color = fill_color
garbage_color = "#f51302"

methan_min = 0
methan_max = 20000

for sheet in xls.sheet_names[1:]:
    df = pd.read_excel(xls, sheet)
    borehole_x = df.x.loc[0]
    borehole_y = df.y.loc[0]

    df.x.fillna(value=borehole_x, inplace=True)
    df.y.fillna(value=borehole_y, inplace=True)
    df.metan =
df.metan.interpolate(method='nearest').fillna(method="bfill")

    tiff_x, tiff_y = dem.index(borehole_x, borehole_y)
    df["Altitude"] = band1[tiff_x, tiff_y]
    df["Z"] = df["Altitude"] + df.dybde

    df["Index"] = sheet
    df["Name"] = sheet + " Test"
    df["dybde"] = df.dybde.max() - df.dybde.min()
    df.rename(columns={"x": "X", "y": "Y", "type": "formation", "dybde":
"Depth"}, inplace=True)

    if plot_boundry:
        df_tmp = df[df.formation == 1]
        mesh = pv.Line((df_tmp.X.min(), df_tmp.Y.min(), df_tmp.Z.max()),
(df_tmp.X.min(), df_tmp.Y.min(), df_tmp.Z.min()))

```



```

ax.add_mesh(mesh, color=fill_color, line_width=boundary_width)

df_tmp2 = df[df.formation == 2]
if len(df_tmp2):
    mesh = pv.Line((df_tmp.X.min(), df_tmp.Y.min(),
df_tmp.Z.min()),
                    (df_tmp.X.min(), df_tmp.Y.min(),
df_tmp2.Z.max()))
    ax.add_mesh(mesh, color=boundary_color,
line_width=boundary_width)

    mesh = pv.Line((df_tmp.X.min(), df_tmp.Y.min(),
df_tmp2.Z.max()),
                    (df_tmp.X.min(), df_tmp.Y.min(),
df_tmp2.Z.min()))
    ax.add_mesh(mesh, color=garbage_color,
line_width=boundary_width)

if plot_methane:
    X_ = df.X.loc[0]
    Y_ = df.Y.loc[0]
    Z_ = df.Z.loc[0]

    for i in df.index[1:]:
        layer = df.loc[i]
        X,Y,Z = layer.X,layer.Y,layer.Z
        mesh = pv.Line((X_,Y_,Z_), (X,Y,Z))
        ax.add_mesh(mesh,
color=strRgb(layer.metan,metan_min,metan_max),
line_width=methane_line_width)
        X_,Y_,Z_ = X,Y,Z

legend_entries = []

legend_entries.append(['Fill', fill_color])

```

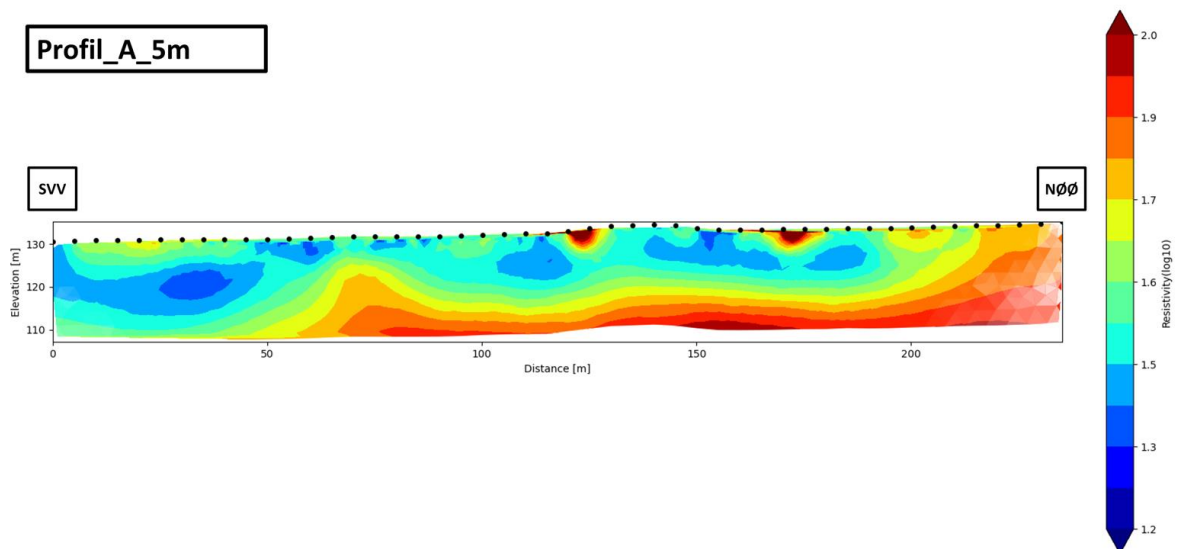
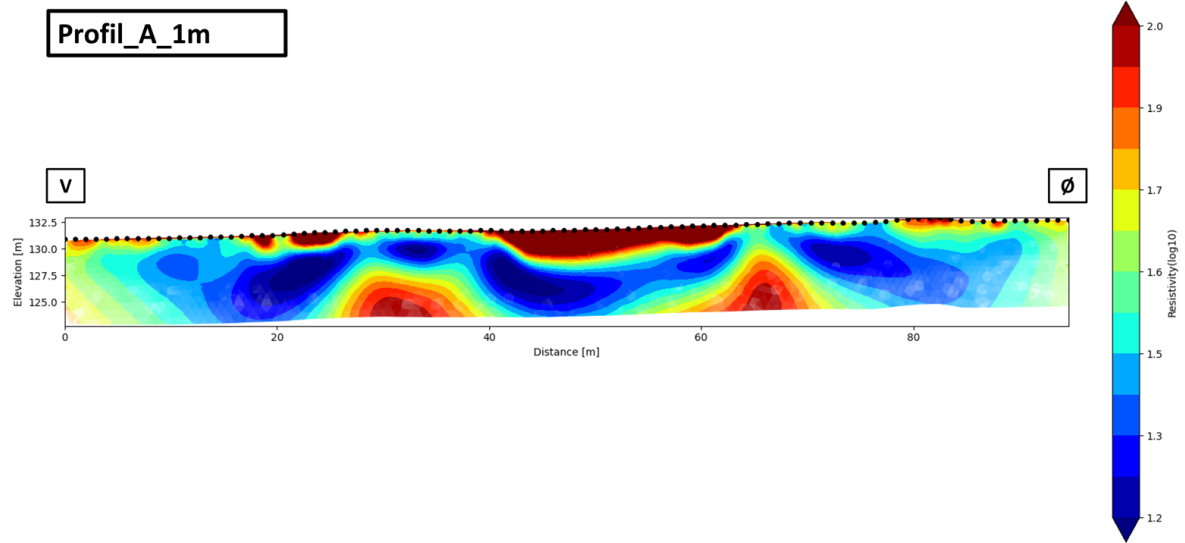
```
legend_entries.append(['Garbage', garbage_color])

ax.add_legend(legend_entries,size=(0.1, 0.1))
ax.add_mesh(topo, texture=texture)
ax.set_background('white')
ax.show_grid(color='black')

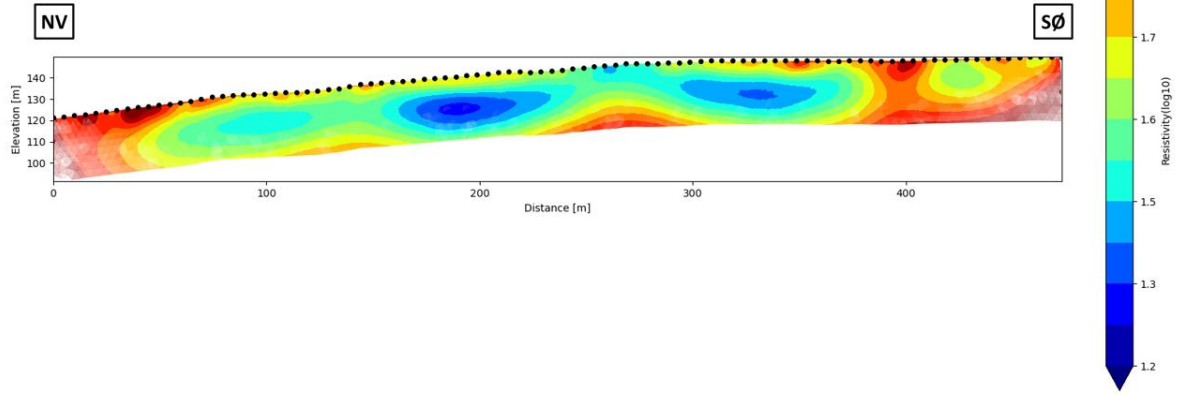
xls.close()

k.showResults(index=-1, ax=ax, cropMesh=False, color_map='jet', vmin=1.2,
vmax=2, cropMaxDepth=True, contour=True,
             elec_color="k", elec_size=4., pvshow=True)
```

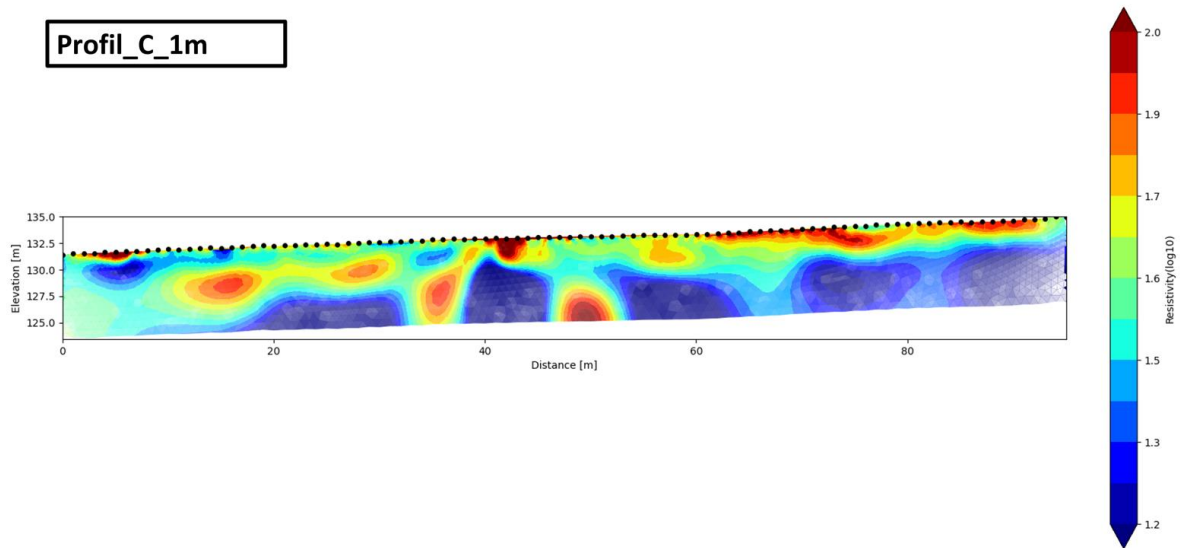
## Vedlegg 7: ERT profiler i 2D



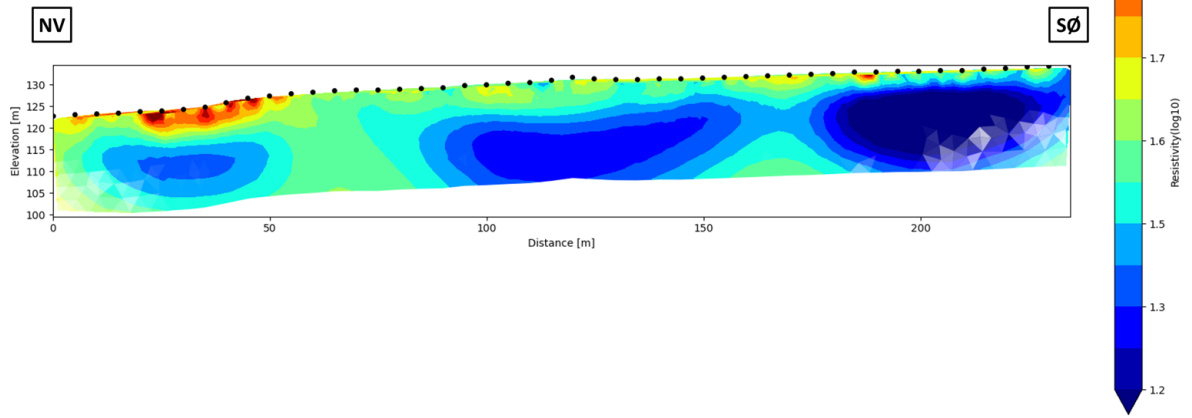
**Profil\_B\_5m**



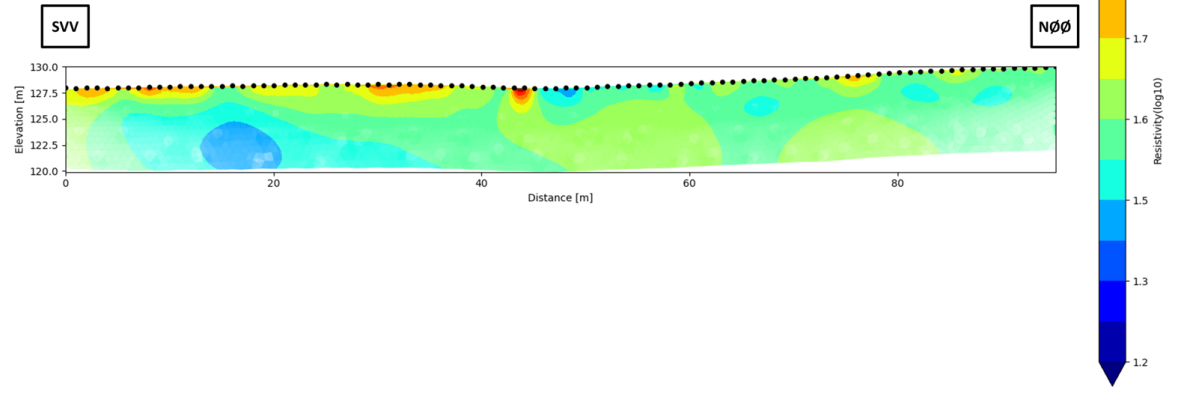
**Profil\_C\_1m**



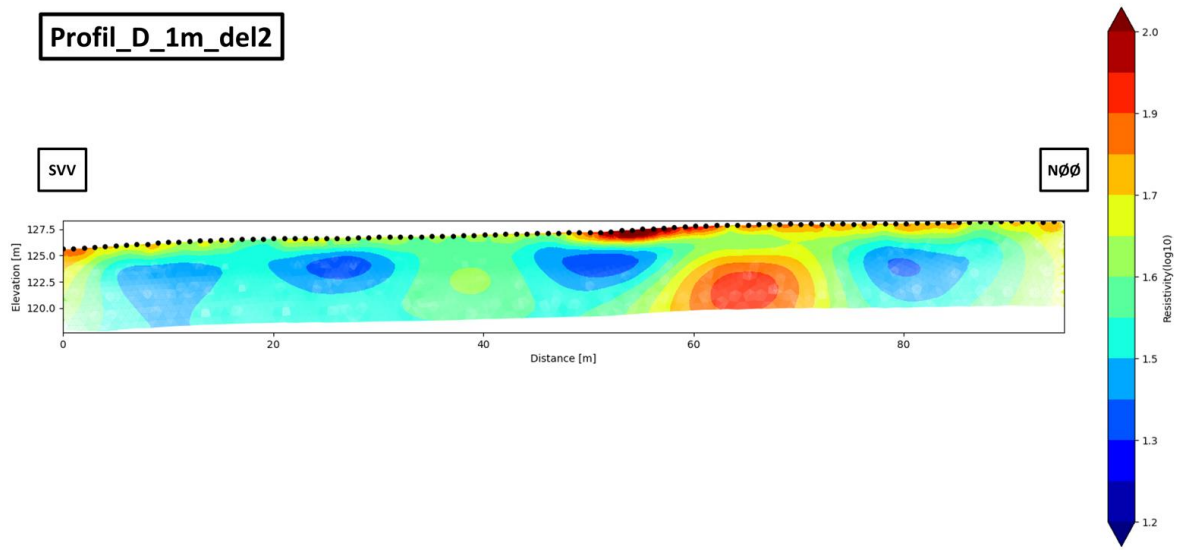
**Profil\_C\_5m**



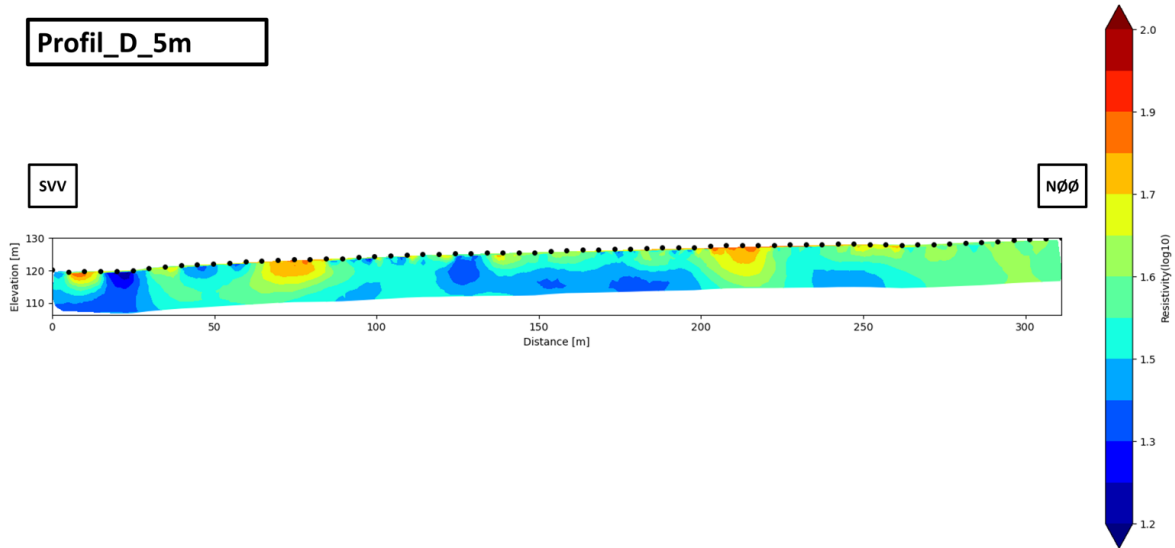
**Profil\_D\_1m\_del1**



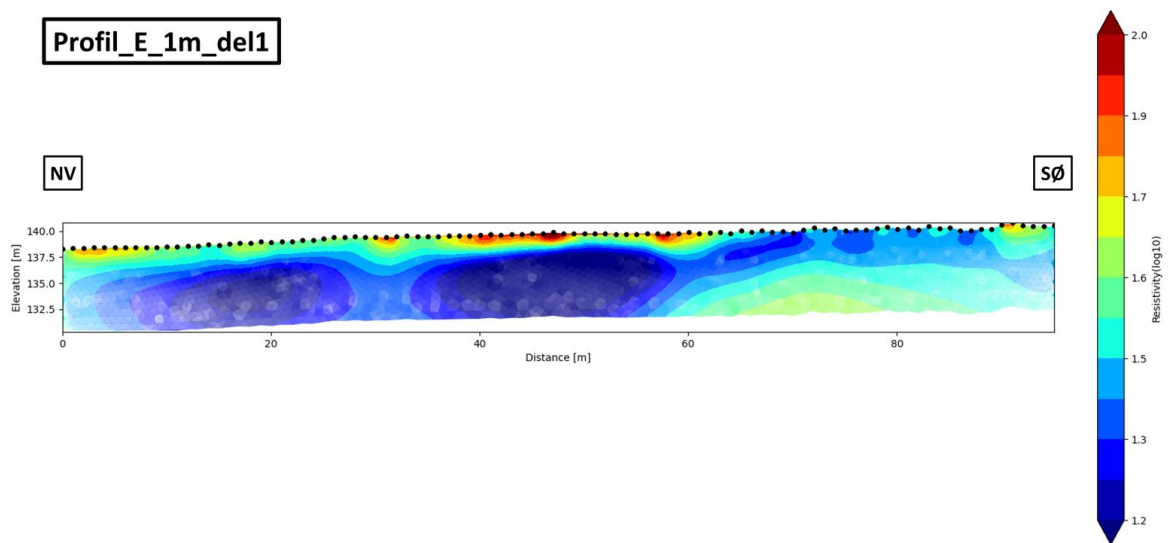
**Profil\_D\_1m\_del2**



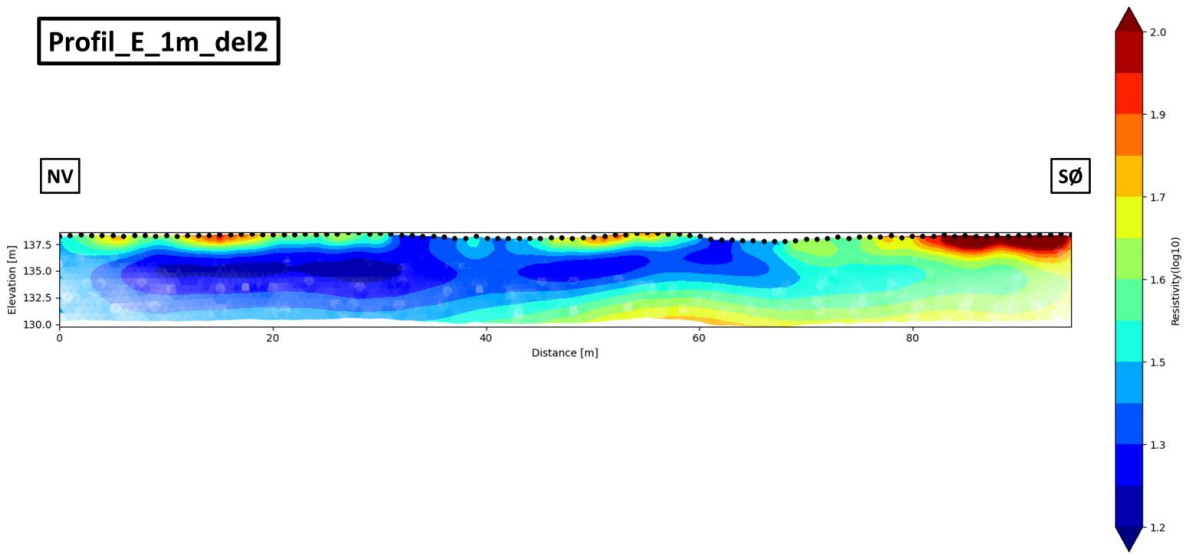
**Profil\_D\_5m**



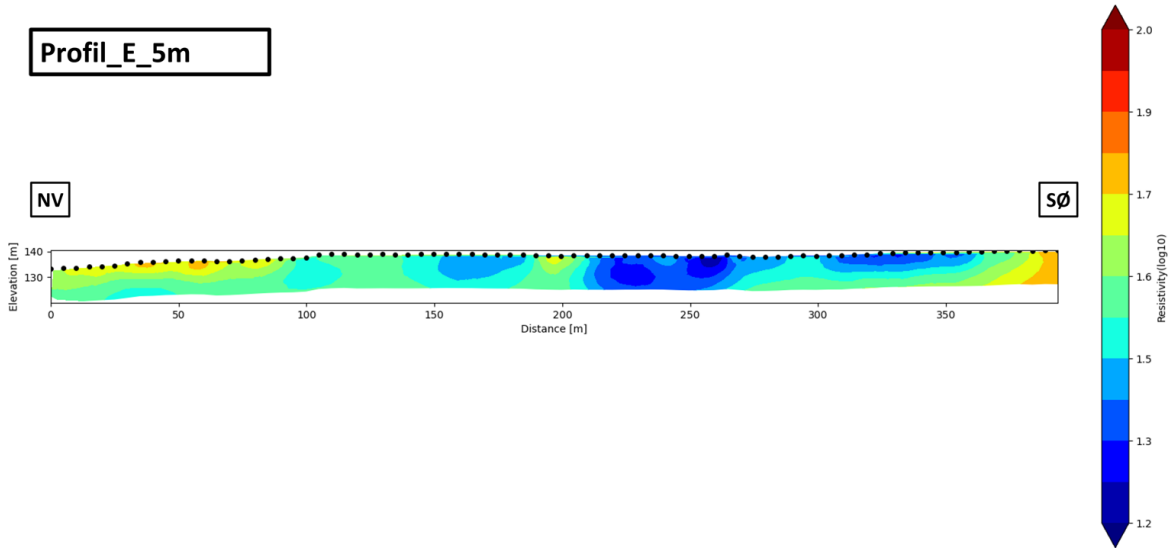
**Profil\_E\_1m\_del1**



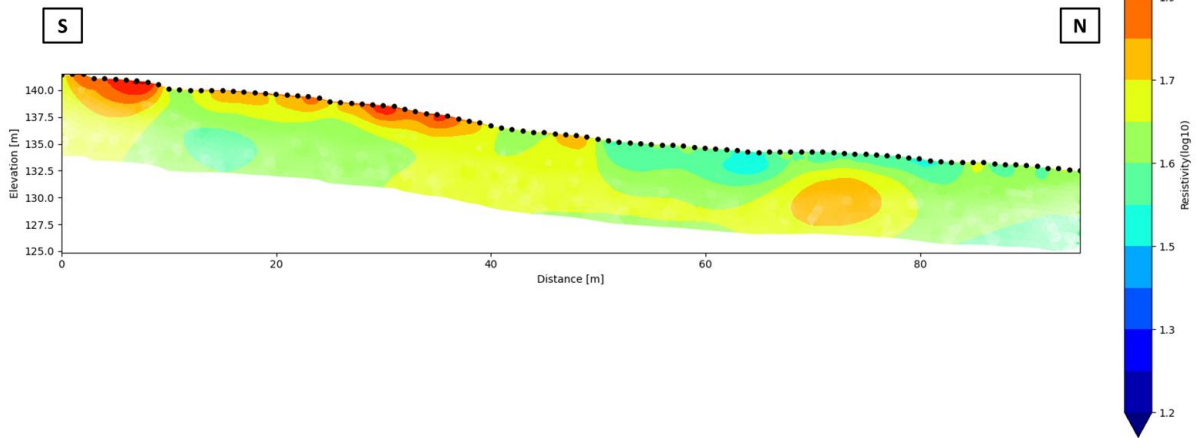
**Profil\_E\_1m\_del2**



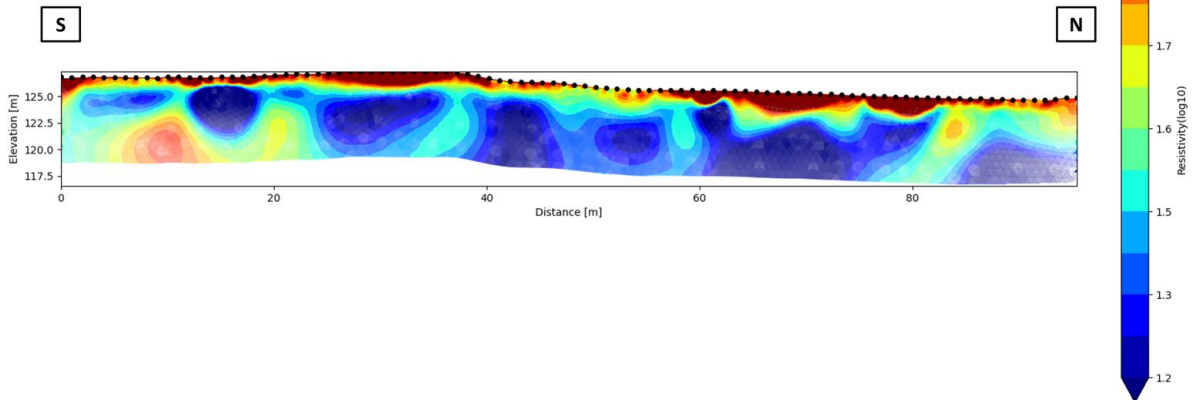
**Profil\_E\_5m**



**Profil\_F\_1m\_del1**

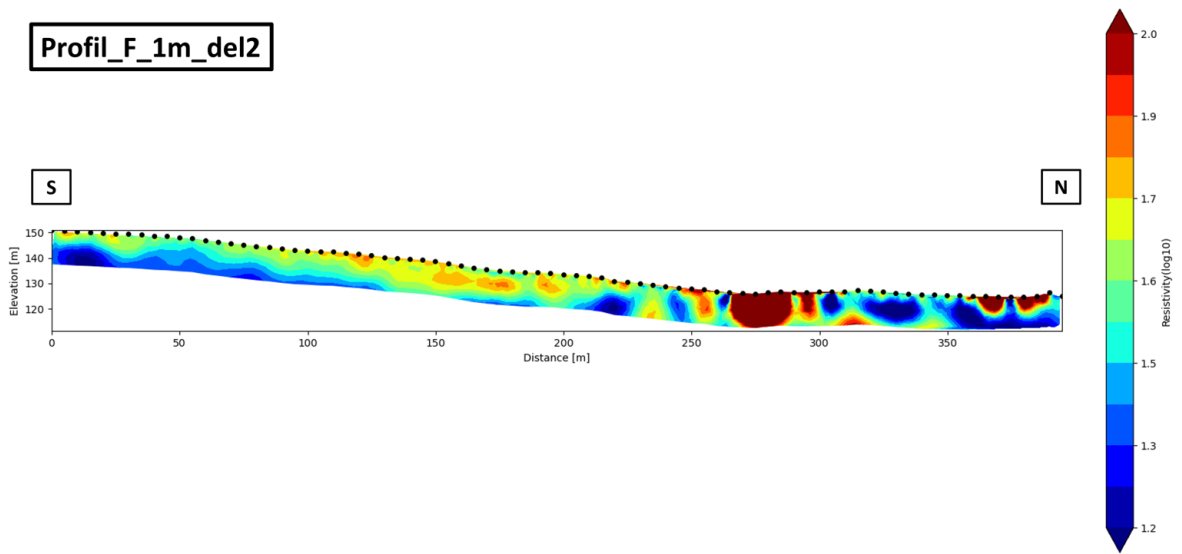


**Profil\_F\_1m\_del2**





**Profil\_F\_1m\_del2**



**Vedlegg 8:** Eksempel på hvordan infiltrasjonshastighet er beregnet

A	B	C
Tid [min]	Vannsøyte [cm]	cm/min
1	20	20,00
2	19,7	9,85
3	19,6	6,53
4	19,5	4,88
5	19,5	3,90
8	19,5	2,44
9	19,4	2,16
10	19,3	1,93
11	19,2	1,75
12	19,1	1,59
13	19	1,46
14	19	1,36
16	18,9	1,18
17	18,8	1,11
18	18,7	1,04
20	18,7	0,94
21	18,6	0,89
22	18,5	0,84
23	18,4	0,80
25	18,4	0,74
26	18,3	0,70
29	18,2	0,63
30	18,1	0,60
40	17,6	0,44
46	17,3	0,38
50	17,1	0,34
57	16,5	0,29
67	15,7	0,23
77	15	0,19
87	14,2	0,16
97	13	0,13
112	8,9	0,08
128	5,9	0,05
138	4,5	0,03
148	3,5	0,02
158	2,6	0,02
167	1,9	0,01

0,01716053	=GJENNOMSNIITT(C37:C39)	cm/min
2,8601E-06	=C42/(60*100)	m/s

## Vedlegg 9: Tørrstoff og Glødetapsanalyse

NAVN	Digel nr.	Digelvekt [gr]	Digel + vekt jord før tørking [gr]	Vekt jord før tørking [gr]	Digel + vekt jord etter tørking [>105°C] [gr]	Vekt jord etter tørking [>105°C] [gr]	Tørrstoff [%]
J1_A	5	18,35	23,81	5,46	23,76	5,41	99,08
J1_B	8	14,57	22,61	8,04	22,52	7,95	98,88
J1_C	18	12,88	17,62	4,74	17,58	4,7	99,16
J2_A	33	12,3	19,4	7,1	19,35	7,05	99,30
J2_B	35	11,07	19,82	8,75	19,75	8,68	99,20
J3_A	83	12,08	19,03	6,95	18,97	6,89	99,14
J4_A	84	12,67	19,24	6,57	19,17	6,5	98,93
J4_B	97	13,35	18,84	5,49	18,78	5,43	98,91
J4_C	131	11,14	18,49	7,35	18,39	7,25	98,64
J5_A	139	11,18	16,75	5,57	16,67	5,49	98,56
J5_B	163	13,45	18,2	4,75	18,14	4,69	98,74
J5_C	328	11,01	15,56	4,55	15,49	4,48	98,46
J6_A	347	13,29	18,32	5,03	18,26	4,97	98,81
J6_B	363	13,33	19,32	5,99	19,25	5,92	98,83

Prøvenavn	Dybde under terreng	Digel + jord etter gløding [550°C]	Vekt jord etter gløding [550°C]	Glødetap LOI %	Leirinnhold	Korrigert glødetap [%]
J1_A	0- 10 cm	23,47	5,12	5,36	<2%	5,36
J1_B	10-20 cm	22,17	7,6	4,40	-	4,4
J1_C	21-23cm	17,35	4,47	4,89	5%	3,89
J2_A	5-10 cm	19,07	6,77	3,97	7%	2,97
J2_B	11-12cm	19,46	8,39	3,34	11%	1,34
J3_A	0-11/12cm	18,64	6,56	4,79	2%	4,79
J4_A	0-10cm	18,72	6,05	6,92	1%	6,92
J4_B	10-17cm	18,36	5,01	7,73		7,73
J4_C	17-31cm	17,95	6,81	6,07	5%	5,07
J5_A	0-10cm	16,38	5,2	5,28	2%	5,28
J5_B	30 cm	17,92	4,47	4,69		4,69
J5_C	30-32cm	15,29	4,28	4,46	3%	4,46
J6_A	0-10 cm	17,98	4,69	5,63	1%	5,63
J6_B	10-15 cm	18,94	5,61	5,24	2%	5,24

## Vedlegg 10: Kornfordeling – Eksempel utregning av ny vekt%

Ny vektfordeling% = (Totalvekt <2m\* Vekt % fra pipettering)/100

%fordeling= Ny vektfordeling% /sum totalvekt

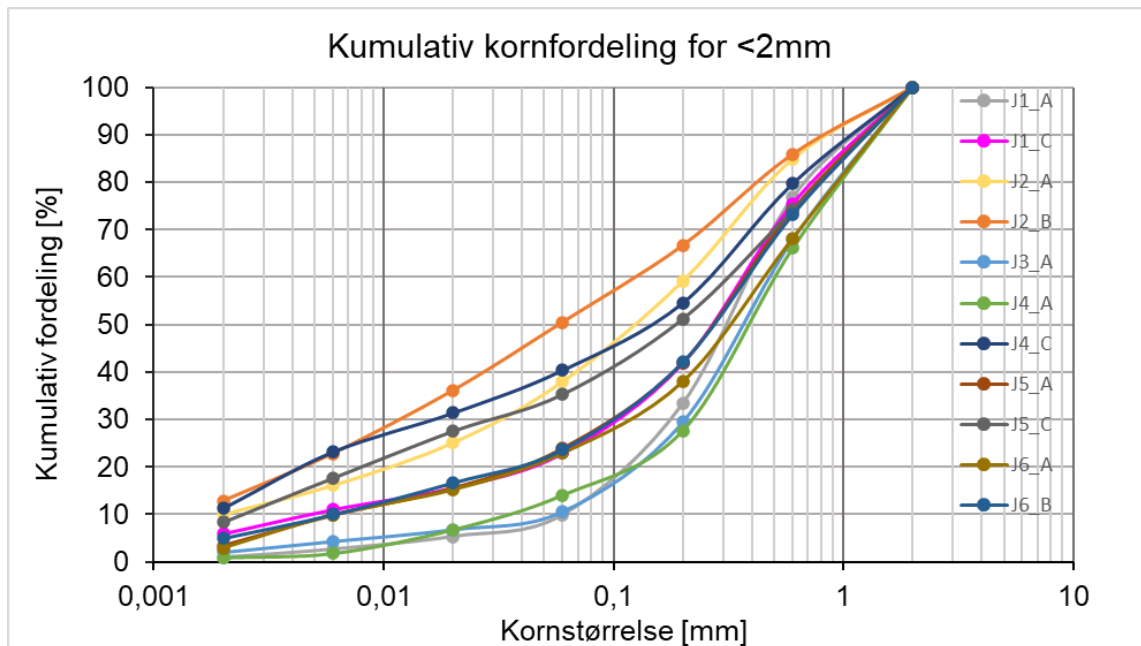
Kumulativ fordeling= 0,77+ (1,55%\*100)

Vekt (%) fra pipettering	J1_A	%fordeling	Kumulativ kornfordeling
	<b>71,41</b>		
0,9	0,64269	0,77 %	0,77
1,8	1,28538	1,55 %	2,32
2,6	1,85666	2,23 %	4,55
4,6	3,28486	3,95 %	8,50
23,5	16,78135	20,18 %	28,68
43,3	30,92053	37,19 %	65,87
23,2	16,56712	19,92 %	85,80
	5,99	7,20 %	93,00
	1,43	1,72 %	94,72
	3,31	3,98 %	98,70
	1,08	1,30 %	100,00

Sum totalvekt 83,1

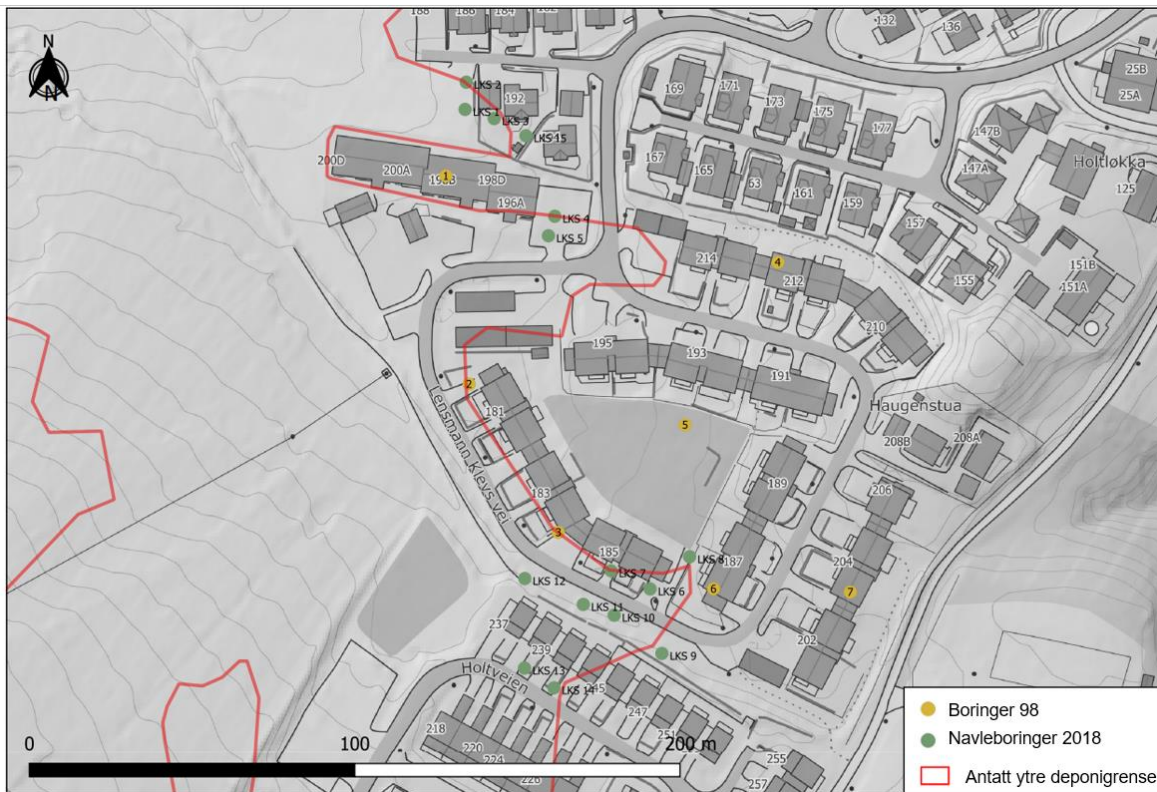
Resultat fra Pipette - kumulativ fordeling (%)

J1_A	J1_C	J2_A	J2_B	J3_A	J4_A	J4_C	J5_A	J5_C	J6_A	J6_B
0,90	5,90	10,00	12,80	2,00	0,90	11,30	3,40	8,30	2,90	5,00
2,60	11,00	16,10	22,80	4,30	1,80	23,20	9,80	17,60	9,90	10,00
5,30	15,60	25,10	36,10	6,80	6,80	31,40	15,50	27,50	15,20	16,70
9,90	22,90	38,00	50,50	10,60	14,10	40,40	23,90	35,30	22,90	23,70
33,40	41,90	59,20	66,70	29,50	27,70	54,60	42,00	51,20	38,00	42,10
76,80	75,50	84,90	85,90	67,90	66,10	79,70	74,20	74,10	68,20	73,20
100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00



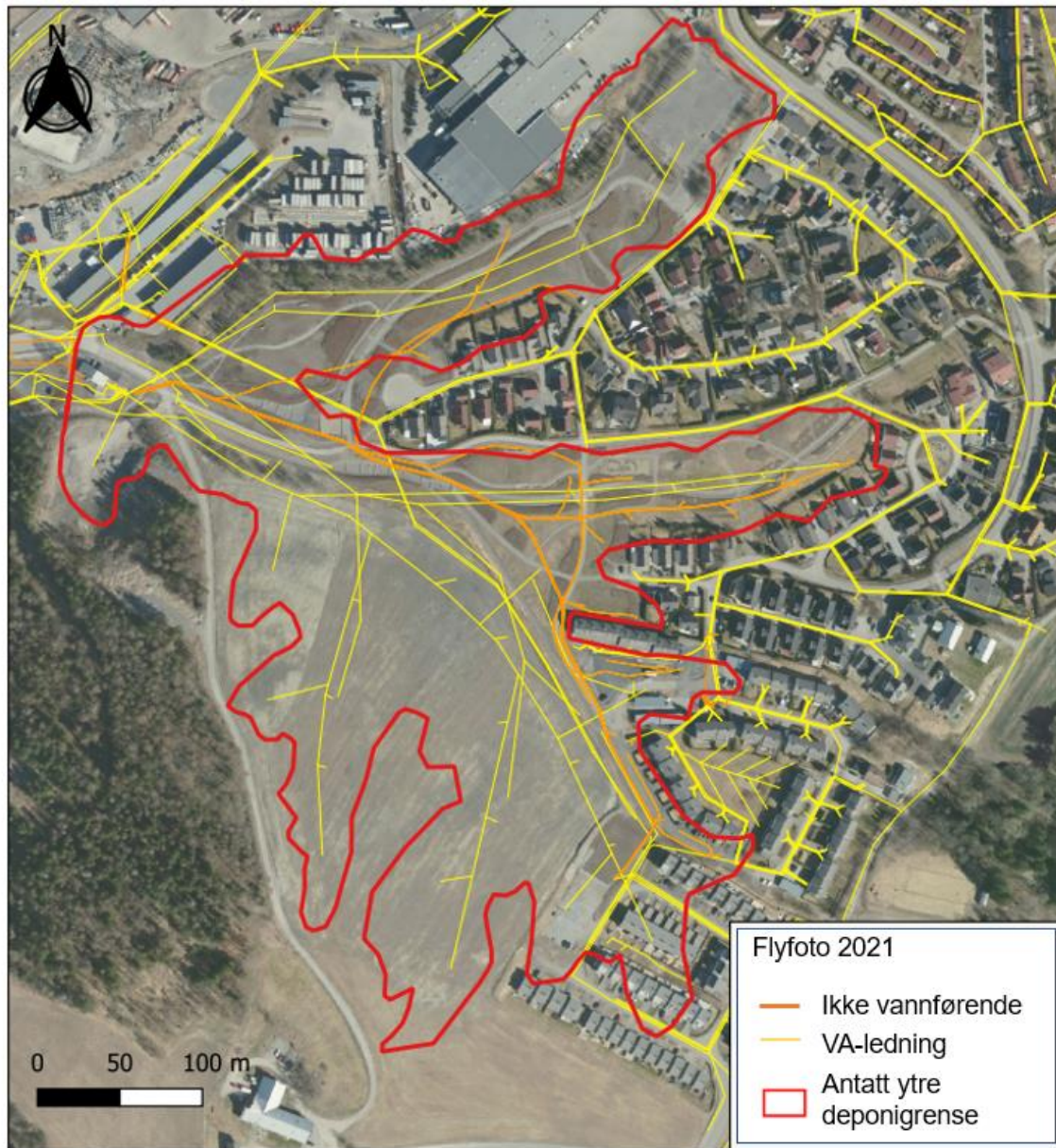
Figur 11.1: Kumulativ kornfordelingsanalyse for fraksjon <2mm.

## Vedlegg 11: Kart med tidligere grunnundersøkelser (boringer 98 og navleboringer 2018)



Figur 11.1: Boringer gjennomført i 98 (Rapport fra Grøner AS, datert 18.januar 1999, gjengitt i, Kluge Advokatfirma AS, 2019a, bilag 130) (gul/oransje) og Navleboringer (grønn) (Halvorsen & Nygård, 2018) med antatt ytre deponigrense markert med rødt. Topografisk Norgeskart (Statens kartverk, 2007) og DTM skyggerelieff er brukt om bakgrunnskart (Statens kartverk, u.å., -a).

## Vedlegg 12 Kart med ledningsnettet på Brånåsdalen.



Figur 12.1: Ikke vannførende ledninger (oransje linje) og Vann og avløpsledninger (gul linje) og med antatt ytre deponigrense markert med rød linje. Flyfoto fra 2021 (Norge i bilder, 2021) brukt som bakgrunnskart.



**Norges miljø- og biovitenskapelige universitet**  
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet  
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway