

**L'herpetofauna de la comunitat de San Rafael, Perú.  
Caracterització de la comunitat d'amfibis de la selva Amazona Peruana**

Nom estudiant: Laia Mariegas Barot

Correu electrònic: mariegaslaia@gmail.com

Grau en: Biologia

Nom del tutor: Roger Puig Gironès

Correu electrònic: roger.puig@udg.edu

Nom del cotutor: Esteban Fong

Correu electrònic: estebanfong17@gmail.com

Empresa / institució: EverGreen Institute

21/02/2023

## **Agraïments**

En primer lloc, vull expressar el meu profund agraïment al meu tutor de TFG, Roger Puig Gironès, per la seva implicació des del primer moment en el projecte. El seu suport i orientació durant tot el procés, des de la creació de la metodologia de camp fins a l'assessorament en l'anàlisi de dades, han estat fonamentals per a l'èxit del projecte.

També vull agrair a l'Esteban Fong per brindar-me l'oportunitat i la confiança per dur a terme aquest projecte, així com per donar-me suport constant durant tot el procés. A la Sofia i el Richard, el seu consell i ajuda en la identificació dels individus han estat inestimables. A la Tatiana, el seu suport incondicional ha estat una font de força i motivació constants. I al Sergio Quintana, el seu suport en una part del mostreig de camp.

A l'entitat d'EverGreen, vull expressar el meu agraïment per donar-me l'oportunitat de conèixer la comunitat de San Rafael.

Als habitants de la comunitat de San Rafael, vull agrair-vos de tot cor per acollir-me i fer-me sentir com a casa. La vostra amabilitat i suport durant els moments difícils han estat inestimables, i us considero la meva nova família.

A la meva mare i la meva àvia, vull agrair-vos per la vostra constant ajuda i suport, malgrat les incerteses. Sense vosaltres, no hauria arribat fins aquí. A la meva família i amics, us agraeixo profundament el vostre suport i el vostre creixent.

Per últim, una menció especial al meu pare. "Et vaig prometre que ho aconseguiria, papà, t'estimo."

## ÍNDEX

1.	RESUM.....	1
2.	Resumen.....	2
3.	Abstract.....	3
4.	Reflexions.....	4
4.1.	Reflexió de gènere.....	4
4.2.	Reflexió d'ètica.....	4
4.3.	Reflexió de sostenibilitat.....	4
5.	Introducció.....	5
6.	Objectius i hipòtesis.....	7
7.	Metodologia.....	8
7.1.	Àrea d'estudi.....	8
7.2.	Metodologia de camp.....	10
7.2.1.	Recopte d'individus i caracterització dels transectes.....	10
7.3.	Metodologia d'anàlisi.....	11
8.	RESULTATS.....	13
8.1.	Taxonomia dels individus.....	13
8.2.	Comparació de l'efecte antròpic.....	15
8.3.	Caracterització de les variables influents.....	16
9.	DISCUSSIÓ.....	20
10.	CONCLUSIONS.....	23
11.	Bibliografia.....	24

## 1. RESUM

L'herpetologia és la ciència que estudia els grups taxonòmics dels amfibis i els rèptils. L'herpetofauna és molt sensible als efectes antròpics, especialment a la pèrdua d'hàbitat. Per aquest motiu, gran part de les espècies que hi formen part pateixen un declivi. Una de les zones a escala mundial amb més diversitat en aquestes espècies és l'Amazònia. En aquest treball s'estudiarà una comunitat "campesina" de la regió de Loreto, Perú. Aquesta regió acull 232 espècies d'amfibis i 182 espècies de rèptils reconegudes per la ciència. Malgrat la seva elevada diversitat i interès en la conservació, la zona està sotmesa a altes pressions antròpiques que posen en risc la biodiversitat resident.

Aquest treball de final de grau pretén crear un inventari de la fauna herpetològica de la comunitat de San Rafael, a la regió de Loreto a Perú, i comprovar l'efecte de pèrdua d'hàbitat en la distribució de les espècies de l'herpetofauna, és a dir si existeix un efecte envers un gradient antròpic.

Per assolir aquest objectiu s'han recopilat les dades de camp, utilitzant tres zones amb diferents nivells d'activitat antròpica: la zona antròpica (la pròpia comunitat), la carretera i la reserva, ordenades respectivament de més a menys antropitzades. S'han efectuat nou transsectes amb la metodologia de registres per trobaments visuals. Aquest recull d'informació ha permès crear una base de dades dels individus registrats i les seves característiques ecològiques, per tal de poder interpretar els resultats.

S'han registrat i identificat quaranta-nou espècies. D'aquestes espècies, dinou són rèptils, dels quals deu es troben en la zona antròpica, tretze en la carretera i onze en la reserva. Trenta de les espècies identificades són amfibis, dels quals quinze es troben en la zona antròpica, catorze es troben a la carretera i dinou a la reserva. La distribució d'aquestes espècies s'ha relacionat amb la cobertura vegetal de les zones estudiades i s'ha pogut demostrar que hi ha un gradient d'efecte antròpic en la distribució de la fauna herpetològica de la comunitat de San Rafael.

## 2. Resumen

La herpetología es la ciencia que estudia los grupos taxonómicos de los anfibios y los reptiles. La herpetofauna es muy sensible a efectos antrópicos, especialmente a la pérdida de hábitat. De ahí que gran parte de las especies que forman parte sufren un declive. Una de las zonas a escala mundial con mayor diversidad en estas especies es el Amazonas. En este trabajo se estudiará una comunidad campesina de la región de Loreto, Perú. Esta región acoge 232 especies de anfibios y 182 especies de reptiles reconocidas por la ciencia. A pesar de su elevada diversidad e interés por la conservación, la zona está sometida a altas presiones antrópicas que ponen en riesgo la biodiversidad residente.

Este trabajo de fin de grado pretende crear un inventario de la fauna herpetológica de la comunidad de San Rafael, en la región de Loreto en Perú, y comprobar el efecto de pérdida de hábitat en la distribución de las especies de la herpetofauna, es decir, si existe un efecto respecto un gradiente antrópico.

Para alcanzar este objetivo se han recopilado los datos de campo, utilizando tres zonas con distintos niveles de actividad antrópica, la zona antrópica (la propia comunidad), la carretera y la reserva, ordenados respectivamente de más a menos antropizados. Se han efectuado nueve transectos con la metodología de registros por encuentros visuales. Esta recopilación de información ha permitido crear una base de datos de los individuos registrados y sus características ecológicas, para poder interpretar los resultados.

Se han registrado e identificado cuarenta y nueve especies. De estas especies, diecinueve son reptiles, de los cuales diez se encuentran en la zona antrópica, trece en la carretera y once en la reserva. Treinta de las especies identificadas son anfibios, de los cuales quince se encuentran en la zona antrópica, catorce se encuentran en la carretera y diecinueve en la reserva. La distribución de estas especies se ha relacionado con la cobertura vegetal de las zonas estudiadas y se ha podido demostrar que existe un gradiente de efecto antrópico en la distribución de la fauna herpetológica de la comunidad de San Rafael.

### 3. Abstract

Herpetology is the science that studies the taxonomic groups of amphibians and reptiles. Herpetofauna is very sensitive to anthropic effects, especially habitat loss. For this reason, a large part of the species that make up these groups are experiencing a decline. One of the areas with the highest diversity of these species worldwide is the Amazon. This study will focus on a "rural" community in the Loreto region, Peru. This region hosts 232 species of amphibians and 182 species of reptiles recognized by science. Despite its high diversity and conservation interest, the area is subject to high anthropic pressures that endanger resident biodiversity.

This undergraduate thesis aims to create an inventory of the herpetological fauna of the San Rafael community in the Loreto region of Peru and to assess the effect of habitat loss on the distribution of herpetofauna species, i.e., whether there is an effect along an anthropic gradient.

To achieve this goal, field data has been collected using three zones with different levels of anthropic activity: the anthropic zone (the community itself), the roadside, and the reserve, ordered from most to least anthropized, respectively. Nine transects were conducted using visual encounter surveys methodology. This data collection allowed the creation of a database of registered individuals and their ecological characteristics to interpret the results.

Forty-nine species have been recorded and identified. Of these species, nineteen are reptiles, with ten found in the anthropic zone, thirteen along the roadside, and eleven in the reserve. Thirty of the identified species are amphibians, with fifteen found in the anthropic zone, fourteen along the roadside, and nineteen in the reserve. The distribution of these species has been correlated with the vegetation cover of the studied areas, demonstrating a gradient of anthropic effect on the distribution of the herpetological fauna of the San Rafael community.

## 4. Reflexions

### 4.1. Reflexió de gènere

La Herpetologia és una disciplina biològica que estudia els amfibis i els rèptils. En aquesta disciplina, hi ha una disparitat de gènere respecte als rols acadèmics, participacions en actes i càrrecs d'autoria. S'ha pogut comprovar que hi ha una predominança masculina en les publicacions herpetològiques, és a dir, hi ha un patró de connexions masculines en les publicacions i una marginació cap a les dones i les persones de gènere dissident (Grosso et al., 2021).

Els darrers anys s'ha observat una disminució d'aquesta situació. Malgrat els esforços en revertir aquesta situació, continua existint una bretxa de gènere en els camps d'altres càrrecs. Es relaciona aquesta situació amb una deserció de les investigadores durant les etapes acadèmiques (Grosso et al., 2021).

### 4.2. Reflexió d'ètica

Els amfibis en els darrers anys han experimentat un declivi i un desplaçament de distribució a causa de l'activitat antròpica. La principal causa d'aquest declivi és la fragmentació de l'hàbitat, que afecta al 93% de les espècies d'amfibis conegudes per la ciència (Luedtke et al., 2023). Malgrat aquest fet, en zones com l'Amazònia, que són un punt calent d'aquest grup (Lynch, 2005), no existeix una legislació ferma per protegir els ecosistemes que hi resideixen (Dourojeanni, 2013). Això es deu a conflictes d'interessos econòmics i socials envers l'explotació de recursos naturals i el creixement de nuclis urbans.

S'hauria de fer un seguiment de les poblacions d'amfibis i aplicar una legislació que assegurï la conservació de les espècies, però que també respecti les necessitats dels residents de la zona.

### 4.3. Reflexió de sostenibilitat

L'extracció de recursos naturals és una activitat que s'ha dut a terme des de l'existència dels éssers humans. No obstant això, la problemàtica actual és que l'extracció és major que la taxa de recuperació de l'ecosistema, per la qual cosa es parla de sobreexplotació dels recursos naturals (Hernández, 2014). Els ecosistemes es tornen més vulnerables a causa dels efectes antròpics, i per tant són més susceptibles a fenòmens ambientals (Dourojeanni, 2013), és a dir, perden capacitat de resiliència. D'altra banda, un ecosistema que pateix una sobreexplotació de recursos no serà capaç de regenerar tots els recursos que s'han extret, per la qual cosa, a llarg termini, ja no serà apte per a l'aprofitament (Almeida et al., 2016).

Els humans, com tots els altres éssers vius, depenen dels recursos naturals, però s'hauria de dur a terme una explotació de recursos conscient i respectuosa amb l'equilibri de l'ecosistema.

## 5. Introducció

Actualment, el planeta experimenta un canvi global accelerat, principalment impulsat per les activitats antròpiques (Franco et al., 2013). En els darrers 100 anys, el planeta ha passat a estar dominat per processos naturals a ser regit pels impactes antròpics, conduint a una crisi climàtica global (Brönnimann et al., 2008). Aquest fenomen està derivant a problemes directes als ecosistemes, manifestant-se a través fenòmens extrems, com sequeres prolongades o inundacions greus, entre altres. Aquests fenòmens es preveu que tinguin tendència a augmentar en els pròxims anys (Brönnimann et al., 2008). Per aquests motius, es coneix com a Antropocè l'era actual, la qual té els seus inicis amb la revolució industrial. Aquesta es caracteritza per la incapacitat de distingir el món humà del natural (Arias-Maldonado, 2020), on l'ésser humà s'ha convertit en una força mediambiental global (Chapin et al., 2000). Aquest fet ha generat canvis que afecten directament la biodiversitat del planeta, transformant els ecosistemes i provocant la pèrdua d'espècies (Kappelle et al., 1999). De manera que si no es mitiga l'augment de la temperatura global, el canvi climàtic esdevindrà la principal causa de pèrdua de biodiversitat a les properes dècades (Almond et al., 2022).

Malgrat les previsions, actualment, el canvi d'ús del sòl continua sent la major amenaça per a la biota, amb conseqüències com la fragmentació i destrucció dels hàbitats naturals (Almond et al., 2022). La pèrdua d'hàbitat és la causa principal del declivi poblacional i per les espècies amenaçades (Conabio, 2024). Aquest fenomen es caracteritza per alterar el paisatge natural, transformant-lo en un mosaic de fragments de bosc i zones d'ús antròpic, amb perturbacions com l'agricultura, la urbanització o la desforestació (Marsh & Pearman, 1997). Aquesta provoca una desaparició parcial o total de les comunitats de flora i fauna de la zona afectada, i una alteració de les interaccions ecològiques del propi ecosistema, com seria la dispersió de llavors animal-planta. Els ecosistemes acabant en una situació de vulnerabilitat (Estupiñan, 2003). Aquest procés efecte sobretot a espècies sensibles a l'aïllament, com seria el cas dels amfibis i els rèptils, sensibles a les condicions fisicoquímiques de l'entorn, espècies que tenen un requeriment d'ares extenses i faciliten l'entrada d'espècies invasores, que són generalistes i de ràpida dispersió en aquests nous ambients (Centro para la Biología de la Conservación, 1996).

A més de la pèrdua d'hàbitat, altres tres pressions destaquen com a factors significatius que contribueixen a la pèrdua de biodiversitat: La sobreexplotació dels recursos naturals és un impacte directe en els ecosistemes, ja que es fa una extracció dels recursos naturals, però aquesta és major que les taxes de recuperació, per tant, provoca una pèrdua de biodiversitat i un desequilibri en els ecosistemes (IPBES, 2019). La segona pressió és la contaminació atmosfèrica que suposa un perill directe degut a les altes concentracions de contaminants a l'atmosfera (Ballester, 2005), però també té un efecte indirecte que altera els cicles biogeoquímics dels ecosistemes (Garbisu & Alkorta, 2002), en ecosistemes sensibles pot generar canvis en l'estructura vegetal, pèrdua de biodiversitat i dels serveis ecosistèmics (Garbisu & Alkorta, 2002). La darrera pressió és la introducció d'espècies invasores introduïdes per l'ésser humà (Gutiérrez Bonilla, 2006), de forma intencionada o accidental fora del seu rang de dispersió, aconsegueixen prosperar per l'absència de depredadors o factors limitants, o per major competència que les espècies endèmiques, prosperen fins a desplaçar els individus autòctons de la zona alterant els ecosistemes i les xarxes tròfiques. (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2021).

La selva amazònica, reconeguda com un dels punts calents de biodiversitat (o hotspot) més importants del planeta, acull més del 10% de la diversitat biològica mundial als seus boscos tropicals (Myers et al., 2000). Aquest fa referència el 18% de les plantes vasculares, 14% de les aus, 9% dels mamífers, 8% dels amfibis, 18% dels peixos que habiten en els tròpics. Tot i això, es considera que actualment encara hi ha zones del bioma que queden per descobrir el 90% de les espècies que hi resideixen. Aquest fet porta a descobrir una espècie nova per la ciència cada dos dies a l'Amazònia. També és destacable la gran quantitat d'endemismes que s'hi troben en els diferents grups, per exemple un 34% en el cas dels mamífers (Vergara et al., 2022).



Aquesta regió destaca especialment per la seva riquesa d'herpetofauna, essent considerada la regió més diversa en espècies a nivell global (Lynch, 2005). Els darrers anys s'ha vist un augment constant en el descobriment de noves espècies d'herpetofauna (Rivadeneira et al., 2018). Acompanyat d'una taxa d'extinció conseqüència de les activitats antròpiques (Rios-Alva et al., 2022). Tanmateix, la taxa d'espècies no descrites és elevada, amb un risc potencial d'extinció major que les ja catalogades (Méndez-de-la-Cruz et al., 2021). Aquesta circumstància fa que les aproximacions actuals de la magnitud de la pèrdua d'hàbitat siguin subestimacions de l'efecte real (Ceballos & Ortega-Baes, 2011).

Malgrat ser hotspot de biodiversitat, la conca amazònica es veu cada vegada més afectada per les activitats antròpiques que amenacen la biodiversitat que acull (Da Cruz et al., 2020). La principal amenaça és la pèrdua d'hàbitat, principalment causada pel creixement de les zones urbanes i la construcció de carreteres (Dourojeanni, 2013). Estudis demostren que aproximadament el 80% de les aus, orquídiades i escarabats piloters de l'amazones es veuen afectats per la pèrdua d'hàbitat (Moulatlet et al., 2021).

El grup de l'herpetofauna és perjudicat amb la pèrdua d'hàbitat, un dels motius és l'efecte marge que va directament relacionat amb la pèrdua de microhàbitats (Zamora & Peña, 2019), les espècies que es troben en aquestes zones solen ser espècies generalistes que no es troben en situació de perill o bé espècies amb un potencial invasor (Urbina-Cardona et al., 2011). Per comprendre amb precisió els efectes reals de declivi i la pèrdua d'hàbitat, és essencial realitzar inventaris i censos per poder estudiar l'efecte del canvi de paisatge i el reemplaçament d'espècies en el context temporal i especial (Moreno, 2005).

En aquest context, destaca el declivi global sobre les espècies d'amfibis i rèptils. Ambdós presenten un metabolisme ectotèrm (Gibbons et al., 2000) i són fonamentals dins de la cadena tròfica i energètica dels ecosistemes, exercint un control significatiu sobre invertebrats als nivells inferiors de la xarxa tròfica (Jiménez-Velázquez et al., 2012). Ambdós són indicadors sensibles dels canvis en l'entorn i de la qualitat ambiental (Blaustein & Wake, 1990) (Stebbins & Cohen, 1995). Actualment, es classifiquen com els grups taxonòmics en major perill d'extinció segons la llista vermella de la IUCN (The IUCN Red List of Threatened Species, 2024). Es calcula que un mínim del 41% dels amfibis i el 21% dels rèptils es troben en situació de perill, amb la majoria d'ells en una situació de declivi actiu (The IUCN Red List of Threatened Species, 2024). En el cas dels amfibis, diverses amenaces contribueixen al seu declivi. El canvi climàtic afecta un 29% de les espècies, les infeccions fúngiques afecten un 22%, els incendis un 14%, les espècies invasores un 14% i la sobreexplotació un 9%. La gran majoria d'aquestes amenaces són conseqüència directa i indirecta dels efectes antròpics. Això no obstant, la major problemàtica és la pèrdua d'hàbitat, que afecta fins a un 93% de les espècies d'amfibis (Luedtke et al., 2023). Una de les conseqüències és l'alteració dels microhàbitats, que pateixen un canvi de clima, nivells d'humitat, radiació que afecten les espècies que hi viuen. Com a conseqüència, les espècies més vulnerables i especialitzades estan patint un desplaçament i un declivi (Rios-Alva et al., 2022). Contràriament a la percepció comuna, els rèptils també poden ser vulnerables a les mateixes pressions que afecten els amfibis (Whitfield et al., 2007). Estudis recents revelen un augment en el nombre d'espècies i poblacions de rèptils en situació de perill, posant de manifest la necessitat de la seva conservació (Gibbons et al., 2000)

El grup d'herpetofauna, tot i la seva importància ecològica, ha quedat sovint relegat a un segon pla en comparació amb altres grups, com els mamífers o ocells, generant un buit d'informació respecte a la major part d'espècies que conformen aquest grup faunístic. Aquest fet es veu agreujat per les dificultats inherents a la recollida de dades, donada la naturalesa i els cicles de vida complexos d'aquestes espècies (Blancas, 2023). Un dels majors problemes en l'estudi global d'aquest grup radica en la manca d'informació en molts punts del planeta, compromentent la precisió de les avaluacions globals. Aquesta limitació és evident a la selva Amazònica peruana, on hi ha un buit d'informació sobre aquestes espècies, per la manca d'especialistes i recursos que dificulta una recerca activa i exhaustiva. La regió de Loreto, per exemple, exemplifica aquesta manca d'informació, amb pocs especialistes i recursos assignats a la recerca d'herpetofauna.

Actualment, s'estan realitzant inventaris per identificar les espècies presents i poder superar aquesta manca d'informació. Tanmateix, l'escassetat de publicacions i guies actualitzades dificulta l'aprenentatge per a investigadors novells i aficionats, a diferència de disciplines com l'ornitologia, que disposa de més recursos i facilita l'aproximació a la població científica i no científica.

Un altre repte destaca en la dinàmica taxonòmica, amb moltes espècies canviant de classificació taxonòmica al llarg del temps. Això implica que la majoria de guies publicades es troben actualment desfasades taxonòmicament. En aquesta regió, els recursos actuals es destinen majoritàriament a la recopilació d'inventaris d'espècies, amb poca atenció als cicles de vida i als efectes reals de la pèrdua d'hàbitat sobre les espècies locals. Per tot això, aquest estudi pretén col·laborar en la generació de dades d'inventari, i participar en l'obtenció de dades a llarg termini per monitorar l'estat de l'herpetofauna a la zona d'estudi.

## **6. Objectius i hipòtesis**

The main objective of this study is to understand the diversity of Sant Rafael and investigate the effect of habitat loss on herpetological fauna. Specifically, the following four specific objectives are established:

1. Create an inventory of the herpetofauna of the Sant Rafael community.
2. Compare three zones with different human impact.
3. Study the species' stratification preferences.
4. Analyze the effect of habitat loss.

Furthermore, three working hypotheses are established, stipulating that (i) in the vicinity of the community (anthropogenic environment), there is an impact on herpetological fauna due to habitat loss, and on the other hand, they stipulate that (ii) in the reserve (natural), there is greater diversity than in more anthropogenic regions.

## 7. Metodologia

### 7.1. Àrea d'estudi

La conca de la selva amazònica destaca com una de les regions més riques en biodiversitat, presenta una extensió de 7,6 milions de Km<sup>2</sup>, abraçant diversos països sud-americans com Bolívia, Brasil, Colòmbia, Equador, Guyana, Perú, Surinam i Veneçuela (León, 2024). Aquesta extraordinària l'extensió el converteix en el bioma de boscos tropicals més gran del planeta terra (La Amazonia - Nuestro trabajo / WWF España, 2024). En Particular, el Perú acull una part molt significativa d'aquest ecosistema (72,330 milions d'hectàrees), representant el 2% dels boscos a escala mundial, sent així el novè país amb més superfície de bosc. Aquest estudi es centra en la selva baixa de la regió amazònica peruana, concretament a la reserva de Sant Rafael dins la Regió de Loreto (Figura 1a). La selva peruana, amb una extensió de 56 milions d'hectàrees, constitueix el 43,6% de la cobertura forestal del Perú ("Evaluación De Los Recursos Forestales Mundiales 2020," 2021). Aquest bioma es caracteritza per tenir reduïdes oscil·lacions estacionals, canvis de temperatures diaris, però no dràstics i pocs canvis d'hores de llum durat l'any. Les precipitacions anuals són d'uns 1000-4000 mm anuals i temperatures per sobre dels 24 °C (Mapa nacional de ecosistemes del Perú, 2018).

Tot i la seva immensa riquesa natural, l'Amazònia peruana afronta diversos desafiaments, amb una taxa de desforestació anual creixent que ha arribat a les 172000 ha anuals (Briceño et al., 2019). Tanmateix, encara és més preocupant la degradació forestal, causada principalment per l'extracció selectiva de fusta, la caça i pesca abusives, la contaminació petroliera i la mineria il·legal, que des de fa uns anys s'ha instal·lat als boscos de la regió i amenaça en convertir-se en una problemàtica enquistada (Dourojeanni, 2013).

Les àrees naturals protegides de Loreto (Figura 1a) només cobreixen un 23% del territori, per tant, no acull la diversitat total de la regió. A més, a les zones que estan protegides hi ha greus problemes de gestió a causa del poc pressupost i funcionaris que s'hi destinen i, per tant, no hi ha una protecció total de les zones (Dourojeanni, 2013). En aquest context, moltes comunitats indígenes i d'agricultors reclamen una protecció de les terres que els hi pertoquen en la legislació vigent ("El Estado De Los Bosques Del Mundo 2022," 2022), amb iniciatives que mostren resultats positius en la reducció a la tala i la caça il·legals, i per tant de la mateixa conservació forestal (Dourojeanni, 2013).

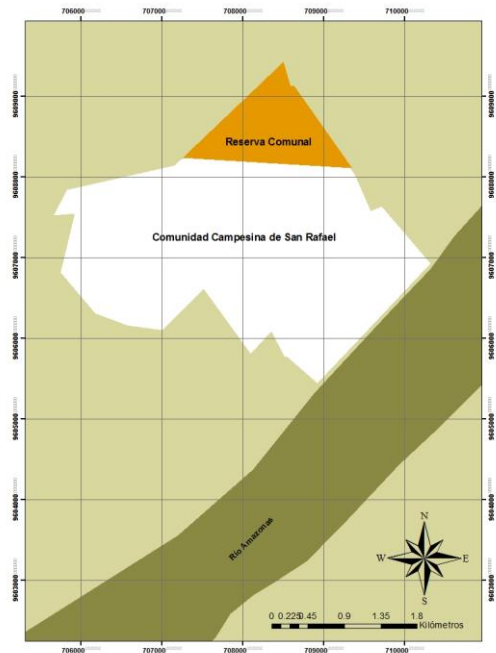
Un exemple d'aquestes iniciatives locals de conservació és la comunitat de San Rafael, situada al marge esquerre del riu Amazonas, a 24 km de la ciutat de Iquitos, capital de la regió. Fundada l'any 1915, la comunitat consta de 752 ha aptes pel cultiu i 128 ha subjectes a protecció forestal cedides per l'estat sota la modalitat de cessió d'ús (Figura 1b). El 2003, van crear una àrea de reserva comunal, adherint-se el projecte "Proyecto focal bosques de la IIAP" conjuntament amb el comitè "de productores agrarios de la provincia de Maynas (COMAPA)", creant el "Proyecto de manejo forestal comunitario con fines de ecoturismo", que té com a finalitat protegir les 128 ha de bosc primari per salvaguardar la diversitat biològica de la zona (Ramírez Ríos, 2008).

Fig.1a



Fig. 1a. Localització de l'estudi, ampliació del mapa de Perú fins la comunitat de San Rafael i Fig. 1b. on es mostra l'ús del terreny de la comunitat de San Rafael, on 752 ha són aptes pel cultiu (Comunidad campesina) i 128 ha estan subjectes a protecció forestal (Reserva Comunal).

Fig. 1b.



En l'àmbit d'estudi, es troben tant bosc de "colina baja" com bosc secundari (Mapa Nacional de Cobertura Vegetal-Memoria Descriptiva, 2015).

Per facilitar l'estudi, s'ha dividit aquest territori en tres zones amb diferents gradients d'activitat humana (antròpica). La primera zona està situada als voltants de la comunitat (des d'ara l'anomenarem zona antròpica), la segona queda entremig de la comunitat i la reserva (denominada carretera), i la darrera se situa dins la reserva maderal (reserva). D'aquesta manera tenim que la zona de la comunitat presenta major alteració de l'hàbitat (antropització), on la major part està ocupada per cultius. A la zona intermitja, la carretera, hi ha extracció de fusta, i alguns camps de cultiu. Finalment, la zona de la reserva no presenta pràcticament cap alteració antròpica, o les que hi ha són mínimes.

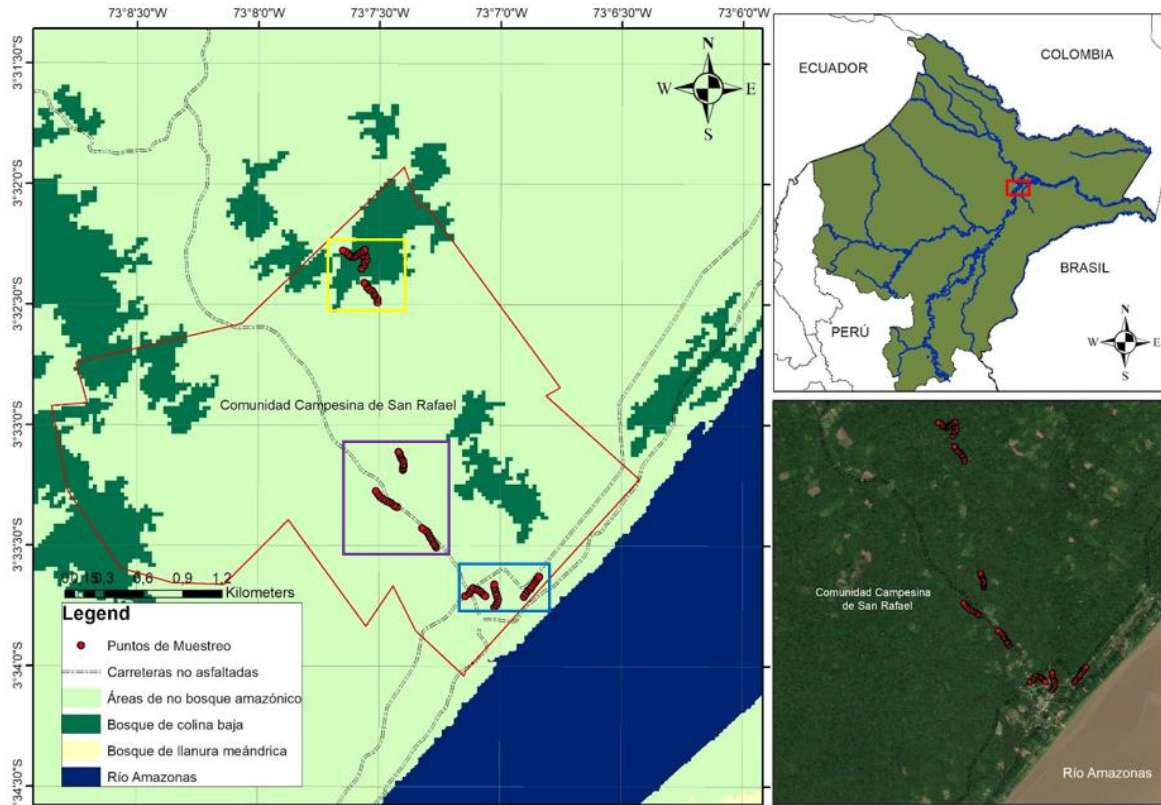


Fig. 2. Zona de l'estudi, trobem la localització dins de la regió de Loreto, el mapa satèl·lit, i el mapa de cobertures vegetals del Perú, on amb verd clar s'indiquen les zones de bosc secundari i en verd fosc les zones de bosc primari amazònic. S'assenyalen també les 3 zones estudiades, on els quadrat de color groc correspon a la reserva (menor antropització), el de color lila a la carretera (antropització intermitja) i en color blau a la comunitat o zona antròpica (major antropització). Es localitzen també els nou transectes i les subseccions de 25 metres (punts vermells) de cadascun dels transectes de l'estudi.

## 7.2. Metodologia de camp

### 7.2.1. Recompte d'individus i caracterització dels transectes

La metodologia emprada és la de registres visuals REV (Lips et al., 1999), la qual consisteix a realitzar transectes i anotar (Figura 3) totes les observacions visual d'individus. Els transectes utilitzats tenen una longitud de 200 m i es recorren a una velocitat de 0,2 km/h. Alhora, aquests transectes estan dividits en subseccions de 25 metres (Figura 2).

Dins de cada una de les tres zones d'estudi (zona antròpica, carretera i reserva) s'hi van localitzar tres transectes, i per a cada transecte es van dur a terme quatre rèpliques diürnes i quatre rèpliques nocturnes. Per tant, cada un dels transectes es va mostrejar vuit vegades, quatre dies i quatre nits. Amb la finalitat d'estandarditzar el màxim l'estudi, es va establir un horari de mostreig concret. Durant el dia, els mostrejos se situaven entre les 9 i les 11 hores, preferiblement de 9 a 10 hores, mentre que a la vesprada s'efectuaven entre les 18:30 i les 20:30 hores, preferiblement de 19 a 20 hores.

Durant el mostreig, en cas de realitzar una observació, s'intentava identificar l'individu a nivell d'espècie. Quan això no era possible, es procedia a la captura amb la finalitat de poder fotografiar-lo per a la identificació posterior. La manipulació dels animals ha de ser ràpida i segura, vetllant pel benestar de l'animal. Finalitzada la manipulació, s'alliberaven al mateix lloc d'on s'havien trobat. Les fotografies havien de mostrar la part dorsal, ventral, lateral i frontal de l'individu (Lips et al., 1999).

Quan es trobava un ofidi, del qual no es coneixen si era verinós, o si no es podia assegurar, es va limitar l'acció a la presa de fotografies sense manipular l'individu.

Dia:		Transsecte:		Matí/Nit:		Clima:	
Nº d'observadors:		Hi:		Hf:			
Hora	Subtranssecte	Espècie	Estrat	Altura	Microhàbitat	Activitat	

**Fig. 3. Exemple de fitxa de camp per agafar les dades de cada individu. En aquesta s'annotava de forma genèrica el dia, hora, transectes, matí/nit, clima, número d'observadors, hora d'inici i hora final. Per a cada individu s'annotava la hora de detecció, el subtransecte, espècie, estrat, altura, microhàbitat i activitat.**

A cada rèplica, s'enregistrava la informació general del mostreig, incloent-hi el dia, el nom del transecte mostrejat, si es tracta d'una rèplica de nit o de dia, la cobertura de núvols, el nombre d'observadors que realitza el cens, l' hora d'inici del mostreig i l' hora de finalització del mostreig (Figura 3). Paral·lelament, per a cada individu es recollia, l' hora d'observació, la subsecció del transecte on es va observar l'individu, l'espècie (quan es podia identificar) o el codi d'imatges preses (quan no es podia identificar), en quin estrat de vegetació es va trobar l'individu (incloent-hi cinc categories: terra, sotabosc 1 (0,3-1 metres), sotabosc 2 (1-2 metres), sotabosc 3 (2-3 metres) i sotabosc 4 (3-15 metres)), a quina altura es va trobar, el microhàbitat (fullaraca, tronc d'arbre, fulla d'arbre...) i l'activitat que estava duent a terme (repòs, desplaçant, solejant-se, altres).

Per tal de caracteritzar l'hàbitat, es van utilitzar les subseccions, on per cada tram de 25 metres es determinà el percentatge de cobertura de vuit estrats de vegetació diferents compresos entre: 0-25, 25-50, 50-100, 100-200, 200-400, 400-800, 800-1600 i més de 1600 cm respecte al terra. Aquesta caracterització dels diferents estrats es va fer seguint les referències proposades per Prodon & Lebreton (1981).

### 7.3. Metodologia d'anàlisi

Les dades obtingudes a camp van ser tractades diferenciant els grups taxonòmics d'amfibis i rèptils. Alhora, es van usar com a variables resposta tant la riquesa d'espècies com la freqüència d'ocurrència.

En el cas dels amfibis, alguns individus no van poder ser identificats a nivell espècie, quedant-se a nivell gènere.

Per evitar la pèrdua d'informació i minimitzar els errors estadístics, s'han analitzat les dades de tres maneres diferents: En primer lloc, es va considerar una possible sobreestimació, tractant els individus com a morfoespècies diferents de les espècies en què sí que es coneixia l'espècie. En segon lloc, es va optar per una possible subestimació, excloent els individus no identificats a nivell d'espècie. Finalment, es van agrupar els individus no determinats a nivell gènere.

La freqüència d'ocurrència es va fer servir com una mesura d'abundància relativa perquè reflecteix la probabilitat de trobar una espècie en un lloc determinat, en aquest cas, en els nostres transectes. Utilitzar la freqüència d'ocurrència ens permet tenir una estimació de la presència d'una espècie en una àrea determinada, en relació amb el nombre total de mostres realitzades. Això és especialment útil quan volem avaluar la distribució i la relativa abundància de les espècies en diferents hàbitats o en un mateix hàbitat a diferents moments del dia. En aquest cas es va realitzar 4 rèpliques diürnes i 4 rèpliques nocturnes per a cada un dels transectes. Utilitzant la freqüència d'ocurrència, vam calcular la probabilitat de detectar cada espècie en un transecte

durant el dia i, per altra banda, durant la nit, representant aquesta probabilitat en cinc categories: 0, 0.25, 0.5, 0.75 i 1. Això vol dir que, per a cada espècie, tenim una estimació de la freqüència amb què es detecta en els transectes, indicant si és molt probable trobar-la (1), si és molt improbable (0). Així, la freqüència d'ocurrència ens proporciona una indicació de l'abundància relativa de les espècies en els transectes, considerant la freqüència amb què es detecten en diferents situacions i moments del dia. Aquesta opció es va aplicar donat que les rèpliques estaven temporalment molt properes i era probable que hi hagués dobles comptatges entre rèpliques.

Per tant, es van realitzar vuit anàlisis diferents, és a dir, la riquesa d'espècies i freqüència d'ocurrència tant per a rèptils com per a amfibis amb els tres enfoc: sobreestimant, subestimant i agrupant en gèneres. Primerament, per a respondre les hipòtesis plantejades, és a dir, si hi havia diferències en funció del grau antròpic sobre la riquesa i freqüència d'ocurrència de rèptils i amfibis, es va fer una ANOVA. En aquesta anàlisi, els factors considerats van ser les zones d'estudi (zona antròpica, carretera, reserva), mentre que les variables resposta van ser la riquesa d'espècies i la freqüència d'ocurrència. Donat que les dades no van mostrar una distribució normal ni homoscedasticitat (comprovades amb els tests de Shapiro-Wilk i Levene), es va optar per fer una prova no paramètrica de Kruskal-Wallis (Dunn, 1964). Seguidament, es va dur a terme un post-hoc de Holm-Sidak per tal de determinar les diferències entre les tres zones d'estudi. Totes aquestes anàlisis es van dur a terme utilitzant el programari RStudio (Posit team, 2024).

En segon lloc, es va utilitzar un model lineal generalitzat (GLM) utilitzant la funció glm del paquet d'R vegan (Dixon, 2003), i una estructura d'error de Poisson per l'anàlisi de riquesa i gaussian o normal per a les anàlisis de freqüència d'ocurrència. En aquestes anàlisis es va usar el moment del mostreig (Nit/Matí) i les 8 variables de percentatges de recobriment dels estrats vegetals (prèviament transformades amb el sinus del percentatge) com a variables explicatives.

Finalment, es va dur a terme un model d'ordenació no mètrica multidimensional (NMDS) per identificar quines espècies són característiques a les diferents zones estudiades (antròpic, carretera, reserva) i avaluar la relació entre les variables de cobertura i la distribució d'espècies. L'NMDS es va implementar utilitzant la distància euclidiana i la funció metaMDS del paquet Vegan d'R (Dixon, 2003). El gràfic resultant s'ha generat amb el paquet ggplot2 (Wickham, 2016) permetent una visualització efectiva de les relacions entre la freqüència d'ocurrència de les diferents espècies de rèptils i amfibis (sobreestimant, subestimant i agrupant) i les variables ambientals. Aquesta metodologia proporciona una eina potent per explorar i interpretar les interaccions entre les espècies i el seu entorn, oferint una comprensió més completa de la dinàmica dels ecosistemes estudiats.

## 8. RESULTATS

### 8.1. Taxonomia dels individus

S'han registrat un total de set-cents seixanta-set individus, dels quals quaranta-cinc individus amfibis (5.87%), no han pogut ser identificats a nivell d'espècie, però sí a nivell gènere (Taula 2). D'aquests individus sis es troben en la zona antròpica, cinc es troben en la carretera i onze a la reserva. Aquests quaranta-cinc individus estan classificats en vint morfoespècies diferents i agrupats en sis gèneres diferents. Els set-cents vint-i-dos individus identificats es classifiquen en quaranta-nou espècies (Taula 1). D'aquestes espècies, dinou són rèptils (38.78%), dels quals deu es troben en la zona antròpica, tretze en la carretera i onze en la reserva. Trenta de les espècies identificades són amfibis (61.22%), dels quals quinze es troben en la zona antròpica, catorze es troben a la carretera i dinou a la reserva.

**Taula. 1. Taxonomia dels 722 individus identificats a nivell espècie.**

Classe	Ordre	Família	Gènere	Espècie	
Amphibia	Anura	Aromobatidae	<i>Allobates</i>	<i>Allobates femoralis</i>	
		Bufonidae	<i>Rhinella</i>	<i>Rhinella dapsilis</i>	
				<i>Rhinella margaritifera</i>	
		Dendrobatidae	<i>Ameerega</i>	<i>Ameerega hahneli</i>	
			<i>Ranitomeya</i>	<i>Ranitomeya amazonica</i>	
		Hylidae		<i>Boana</i>	<i>Boana fasciata</i>
					<i>Boana lanciformis</i>
					<i>Boana punctata</i>
				<i>Dendropsophus</i>	<i>Dendropsophus haraldschultzi</i>
					<i>Dendropsophus leali</i>
					<i>Dendropsophus reticulatus</i>
					<i>Dendropsophus triangulum</i>
					<i>Osteocephalus mutabor</i>
					<i>Osteocephalus planiceps</i>
<i>Osteocephalus taurinus</i>					
<i>Scarthyla</i>	<i>Scarthyla goinorum</i>				
<i>Scinax</i>	<i>Scinax garbei</i>				
<i>Sphaenorhynchus</i>	<i>Sphaenorhynchus lacteus</i>				
<i>Trachycephalus</i>	<i>Trachycephalus cunauaru</i>				
	<i>Trachycephalus typhonius</i>				



		Leptodactylidae	<i>Adenomera</i>	<i>Adenomera andreae</i>		
			<i>Leptodactylus</i>	<i>Leptodactylus bolivianus</i> <i>Leptodactylus leptodactyloides</i>		
			<i>Lithodytes</i>	<i>Lithodytes lineatus</i>		
		Microhylidae	<i>Chiasmocleis</i>	<i>Chiasmocleis carvalhoi</i>		
			<i>Hamptophryne</i>	<i>Hamptophryne boliviana</i>		
		Strabomantidae	<i>Oreobates</i>	<i>Oreobates quixensis</i>		
			<i>Pristimantis</i>	<i>Pristimantis croceinguinis</i> <i>Pristimantis delius</i>		
			<i>Strabomantis</i>	<i>Strabomantis sulcatus</i>		
		Reptilia	Squamata: Sauria	Iguanidae: Dactyloinae	<i>Anolis</i>	<i>Anolis fuscoauratus</i> <i>Anolis trachyderma</i> <i>Anolis transversalis</i>
				Teiidae	<i>Ameiva</i>	<i>Ameiva ameiva</i>
				Scincidae	<i>Copeoglossum</i>	<i>Copeoglossum nigropunctatum</i>
				Sphaerodactylidae	<i>Gonatodes</i>	<i>Gonatodes concinnatus</i> <i>Gonatodes humeralis</i>
Alopoglossidae	<i>Alopoglossus</i>			<i>Alopoglossus atriventris</i>		
Gymnophthalmidae	<i>Cercosaura</i>			<i>Cercosaura argulus</i>		
	<i>Potamites</i>			<i>Potamites ecleopus</i>		
Iguanidae: Tropidurinae	<i>Plica</i>			<i>Plica plica</i> <i>Plica umbra</i>		
Scincidae	<i>Varzea</i>			<i>Varzea altamazonica</i>		
Sphaerodactylidae	<i>Pseudogonatodes</i>			<i>Pseudogonatodes guianensis</i>		
Teiidae	<i>Kentropyx</i>			<i>Kentropyx pelviceps</i>		
Squamata: Serpentes	Colubridae: Dipsadinae			<i>Imantodes</i>	<i>Imantodes cenchoa</i>	
		<i>Oxyrhopus</i>	<i>Oxyrhopus petolarius</i>			
	Elapidae	<i>Micrurus</i>	<i>Micrurus lemniscatus</i>			

**Taula 2. Taula taxonòmica de les morfoespècies que no s'han identificat a nivell espècie.**

Família	Genere	Morfoespècie
Bufonidae	<i>Rhinella</i>	rhinella_1
Hylidae	<i>Dendrosophus</i>	sp1
		sp3
	<i>Osteocephalus</i>	ostecephalus_1
		ostecephalus_2
	<i>Vitreorana</i>	sp2
Leptodactylidae	<i>Adenomera</i>	adenomera_1
	<i>Leptodactylus</i>	leptodactylus_1
		leptodactylus_2
		leptodactylus_3
Strabomantidae	<i>Pristimantis</i>	leptodactylus_4
		leptodactylus_5
		pris_1
		pris_2
		pris_3
		pris_4
		pris_5
		pris_6
		pris_7
		pris_8

### 8.2. Comparació de l'efecte antròpic.

El test no paramètric de Kruskal-Wallis ha confirmat que en tots els casos analitzats, els amfibis (ja sigui amb estimacions sobreestimades, subestimades o agrupades) presenten diferències significatives en el gradient antròpic entre les zones d'estudi (zona antròpica, carretera i reserva) tant en termes de riquesa d'espècies com de freqüència d'ocurrència (Taula 3). Les proves post-hoc mostren que tant la riquesa d'espècies com la freqüència d'ocurrència d'amfibis (en estimacions sobreestimades i agrupades) trobats a la reserva són significativament diferents de la zona antròpica i la carretera. En totes les situacions, s'observa una major riquesa d'espècies i freqüència d'ocurrència en les zones menys antròpiques (Figura 4). Tanmateix, les dades subestimades només mostren diferències significatives en la comparació de la riquesa d'espècies, no de la freqüència d'ocurrència (Taula 3).

Respecte als rèptils, la riquesa d'espècies no ha demostrat ser significativament diferent entre les zones d'estudi (zona antròpica, carretera i reserva), per tant, no es pot rebutjar la hipòtesi nul·la que les mitjanes són iguals (Taula 3). La freqüència d'ocurrència dels rèptils ha presentat un valor quasi significatiu ( $p\text{-value}=0,058$ ). En les proves post-hoc dels rèptils, la freqüència d'ocurrència mostra diferències significatives en la comparació entre la carretera i la reserva (Figura 4).

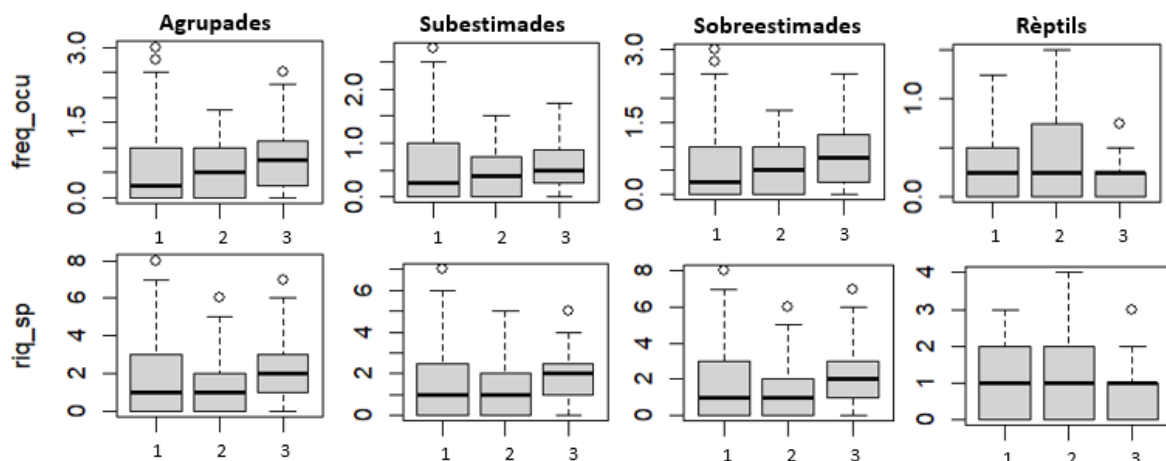


Fig. 4. Diagrames de caixa de l'efecte del gradient antròpic sobre la riquesa d'espècies (indicat com a "riq\_sp" en la gràfica) com de la freqüència d'ocurrència (indicat com a "freq\_ocu" en la gràfica), on (1) correspon la zona antròpica, (2) a la carretera i (3) a la reserva.

Taula 3. Comparació de les zones amb diferent gradient d'antropització. En la taula es mostren els resultats de les proves post-hoc, el p-valor i la z, de la comparació de la zona antròpica respecte la carretera, la zona antròpica respecte la reserva i la carretera respecte la reserva, tant per la riquesa d'espècies com per la freqüència d'ocurrència dels quatre models estudiats. També es mostra el valor del test Kruskal-Wallis de cada model. En negreta es mostren els resultats significatius i en gris fosc els resultats casi significatius.

	Sobreestimades				Rèptils			
	Riquesa d'espècies		Freqüència d'ocurrència		Riquesa d'espècies		Freqüència d'ocurrència	
comparison	z	P.adj	z	P.adj	z	P.adj	z	P.adj
antròpic - carretera	0,014	0,989	-3	0,764	-0,972	0,331	-1,14	0,254
antròpic - reserva	-3,146	<b>0,003</b>	-2,688	<b>0,021</b>	1,104	0,467	1,283	0,359
carretera - reserva	-3,16	<b>0,005</b>	-2,388	<b>0,034</b>	2,075	0,11	2,423	<b>0,045</b>
Kruskal-Wallis	<b>0,001322</b>		<b>0,01305</b>		0,1158		<b>0,05293</b>	

	Agrupades				Subestimades			
	Riquesa d'espècies		Freqüència d'ocurrència		Riquesa d'espècies		Freqüència d'ocurrència	
comparison	z	P.adj	z	P.adj	z	P.adj	z	P.adj
antròpic - carretera	0,018	0,986	-0,314	0,754	0,063	0,95	-0,376	0,707
antròpic - reserva	-3,124	<b>0,004</b>	-2,67	<b>0,023</b>	-2,776	<b>0,011</b>	-2,331	<b>0,058</b>
carretera - reserva	-3,141	<b>0,005</b>	-2,357	<b>0,037</b>	-2,839	<b>0,014</b>	-1,956	0,098
Kruskal-Wallis	<b>0,001441</b>		<b>0,0141</b>		<b>0,005214</b>		<b>0,04354</b>	

### 8.3. Caracterització de les variables influents

Els vuit models resultats de les proves GLM mostren que la variable matí/nit és significativa en tots ells (Taula 4). En el cas dels amfibis, es detecta major freqüència d'ocurrència i riquesa d'espècies a la nit mentre que en els rèptils els valors més alts es donen de dia (Figura 5). Per altra banda, en el cas dels rèptils el model destaca que a menor cobertura vegetal en els estrats de 0-25 cm i 25-50 centímetres, i a major valor de cobertura vegetal a l'estrat de 50-100 cm, hi ha una major freqüència d'ocurrència (Figura 6). Pel que fa a la riquesa d'espècies de rèptils, cap estrat de cobertura vegetal mostra un valor significatiu.

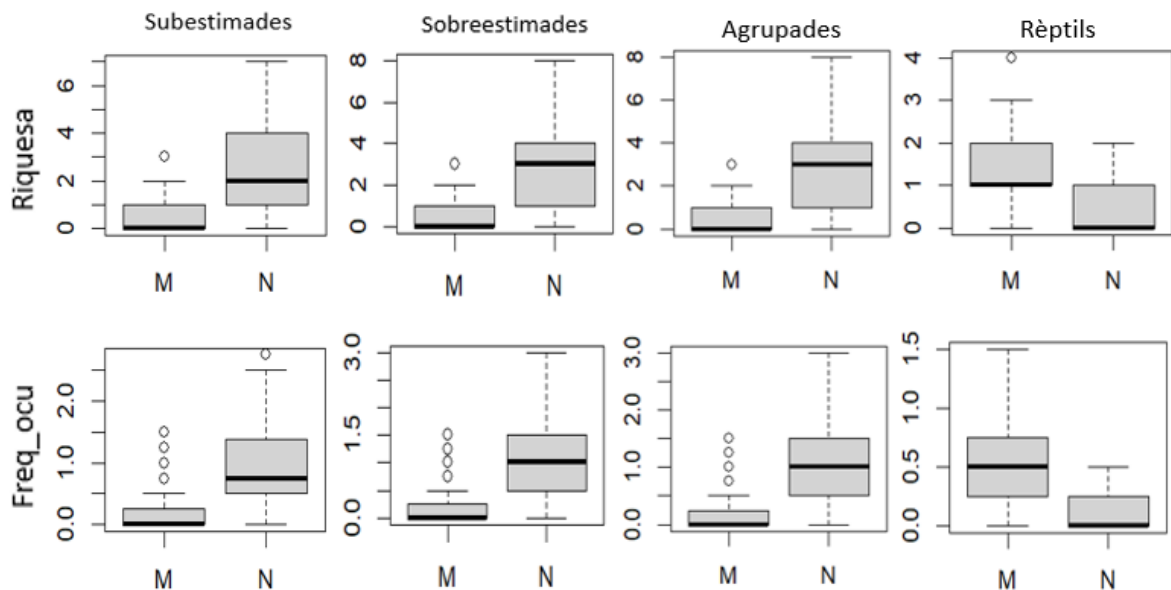
Pel que fa als amfibis, tots els models GLM indiquen que a menor cobertura vegetal de l'estrat de 200-400 centímetres hi ha una major riquesa d'espècies i freqüència d'ocurrència (Figura 6). A més, en tots els GLM dels amfibis, l'estrat de 50-100 centímetres també mostra una significativitat o quasi significativitat, descrivint que a major cobertura vegetal en aquest estrat hi ha una major riquesa d'espècies i freqüència d'ocurrència.

**Taula 4. importància de les característiques ambientals. En la taula es mostren les sortides del GLM, que mostren les característiques de cobertura vegetal i dia/nit per les quatre bases de dades, tant per la riquesa d'espècies tant per la freqüència d'ocurrència. En negreta es mostren els resultats significatius i en gris fosc els resultats casi significatius.**

	Sobreestimació						Rèptils					
	Riquesa d'espècies			Freqüència d'ocurrència			Riquesa d'espècies			Freqüència d'ocurrència		
	Estimate	Std.Error	Pr(> t )	Estimate	Std.Error	Pr(> t )	Estimate	Std.Error	Pr(> t )	Estimate	Std.Error	Pr(> t )
(Intercept)	-0,2386	0,3331	0,4751	-1,3447	0,3716	<b>0,0004</b>	0,1904	0,3990	0,6330	-1,0291	0,3296	0,0022
MNN	1,3863	0,1620	<b>2,36E-14</b>	1,4525	0,1819	<b>5,63E-13</b>	-1,0704	0,1931	<b>2,98E-08</b>	-1,3143	0,1662	<b>8,53E-13</b>
CAS025	-0,1905	0,1835	0,3009	-0,0387	0,2026	0,8489	0,1388	0,2482	0,5760	0,4422	0,2012	<b>0,0297</b>
CAS2550	-0,0815	0,2398	0,7345	-0,0809	0,2572	0,7535	-0,3838	0,3151	0,2230	-0,8097	0,2540	<b>0,0018</b>
CAS50100	0,5322	0,2701	<b>0,0509</b>	0,4841	0,2891	<b>0,0964</b>	0,5676	0,3491	0,1040	0,6105	0,2926	<b>0,0388</b>
CAS100200	0,4442	0,3190	0,1661	0,2741	0,3556	0,4422	0,2178	0,4152	0,6000	0,0259	0,3541	0,9417
CAS200400	-1,1602	0,3900	<b>0,0035</b>	-1,1192	0,4408	<b>0,0123</b>	-0,1256	0,4852	0,7960	0,2171	0,4025	0,5906
CAS400800	0,3184	0,2857	0,2671	0,4311	0,3191	0,1790	-0,2170	0,3856	0,5740	-0,0341	0,3066	0,9117
CAS8001600	0,0566	0,2929	0,8471	-0,1425	0,3305	0,6670	0,2754	0,3986	0,4900	0,0136	0,3322	0,9675
CASM1600	0,2964	0,3523	0,4017	0,4274	0,3911	0,2763	-0,5464	0,6032	0,3650	-0,4229	0,5194	<b>0,4169</b>

	Subestimació						Agrupat					
	Riquesa d'espècies			Freqüència d'ocurrència			Riquesa d'espècies			Freqüència d'ocurrència		
	Estimate	Std.Error	Pr(> t )	Estimate	Std.Error	Pr(> t )	Estimate	Std.Error	Pr(> t )	Estimate	Std.Error	Pr(> t )
(Intercept)	-0,3251	0,3402	0,3410	-1,4577	0,3898	<b>0,0003</b>	-0,2392	0,3337	0,4747	-1,3445	0,3728	<b>0,0004</b>
MNN	1,2754	0,1624	<b>1,16E-12</b>	1,3680	0,1870	<b>2,13E-11</b>	1,3817	0,1623	<b>3,05E-14</b>	1,4493	0,1825	<b>7,18E-13</b>
CAS025	-0,1303	0,1896	0,4933	0,0513	0,2144	0,8114	-0,1972	0,1841	0,2860	-0,0429	0,2034	0,8332
CAS2550	-0,1066	0,2462	0,6659	-0,0894	0,2683	0,7395	-0,0841	0,2410	0,7277	-0,0826	0,2586	0,7498
CAS50100	0,5618	0,2756	<b>0,0434</b>	0,4971	0,2997	<b>0,0995</b>	0,5431	0,2710	<b>0,0471</b>	0,4911	0,2904	<b>0,0931</b>
CAS100200	0,4276	0,3265	0,1926	0,2512	0,3724	0,5012	0,4334	0,3197	0,1774	0,2664	0,3569	0,4566
CAS200400	-1,1272	0,4053	<b>0,0062</b>	-1,1090	0,4696	<b>0,0196</b>	-1,1397	0,3902	<b>0,0041</b>	-1,1048	0,4420	<b>0,0136</b>
CAS400800	0,1745	0,3034	0,5661	0,3666	0,3435	0,2877	0,3071	0,2862	0,2852	0,4231	0,3202	0,1886
CAS8001600	0,2068	0,3020	0,4946	-0,0362	0,3483	0,9175	0,0877	0,2936	0,7656	-0,1210	0,3317	0,7159
CASM1600	0,1072	0,3784	0,7773	0,3067	0,4256	0,4724	0,2401	0,3568	0,5022	0,3882	0,3953	0,3278



**Fig. 5. Diagrames de caixa, que representen la diferència de la riquesa d'espècies (riquesa en la gràfica) i la freqüència d'ocurrència (Freq\_ocu en la gràfica) per les quatre bases de dades (subestimades, sobreestimades, Agrupades i Rèptils).**

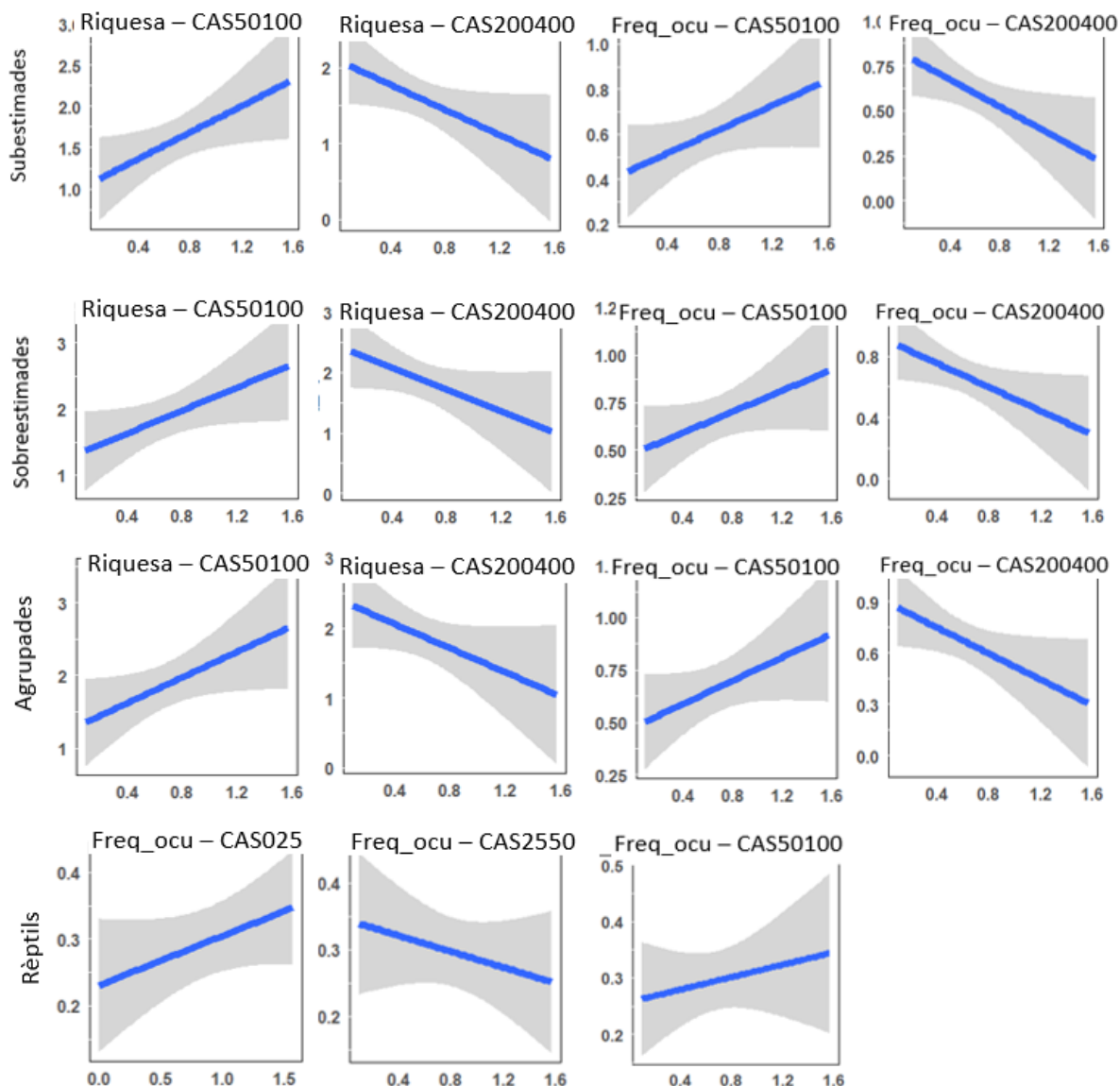


Fig. 6. Gràfiques de les cobertures vegetals amb significació del model GLM, per la riquesa d'espècies i la freqüència d'ocurrència per les quatre bases de dades (subestimades, sobreestimades, Agrupades i Rèptils).

Pel que fa a les anàlisis del NMDS i en el cas dels amfibis, el primer eix (NMDS1) es pot associar a una ordenació segons el gradient de l'efecte antròpic (Figura 7), mostrant una diferenciació marcada entre les tres zones d'estudi i, especialment entre la zona antròpica i la reserva per a les quals no hi ha solapaments de les espècies, per tant, les espècies que trobem en les dues zones són clarament diferents. Per altra banda, s'observa que la zona de la carretera, amb una antropització intermèdia, si conté espècies tant de la zona antròpica com de la reserva, a més d'algunes exclusives d'aquest hàbitat. Dels tres models d'amfibis en el que es veu més clara aquesta diferència és el que acull possibles errors de sobreestimació (Figura 7).

Les variables ambientals indiquen que a la zona de la reserva hi ha una predominança dels recobriments vegetals d'altura superior (Figura 8), mentre que a la zona antròpica els recobriments inferiors tenen una major influència positiva. Pel que fa als rèptils, en el gràfic NMDS es pot observar que el clúster de la reserva és de mida més petita, indicant una major selectivitat de les espècies, mentre que els de la zona antròpica i la carretera alberguen quasi totes les espècies. Es destaca les espècies de *Plica plica*, fortament relacionada amb la cobertura vegetal de l'estrat de 0-25 cm, i *Imantodes cenchoa* que són espècies amb una presència important a la zona de la carretera (Figura 7).

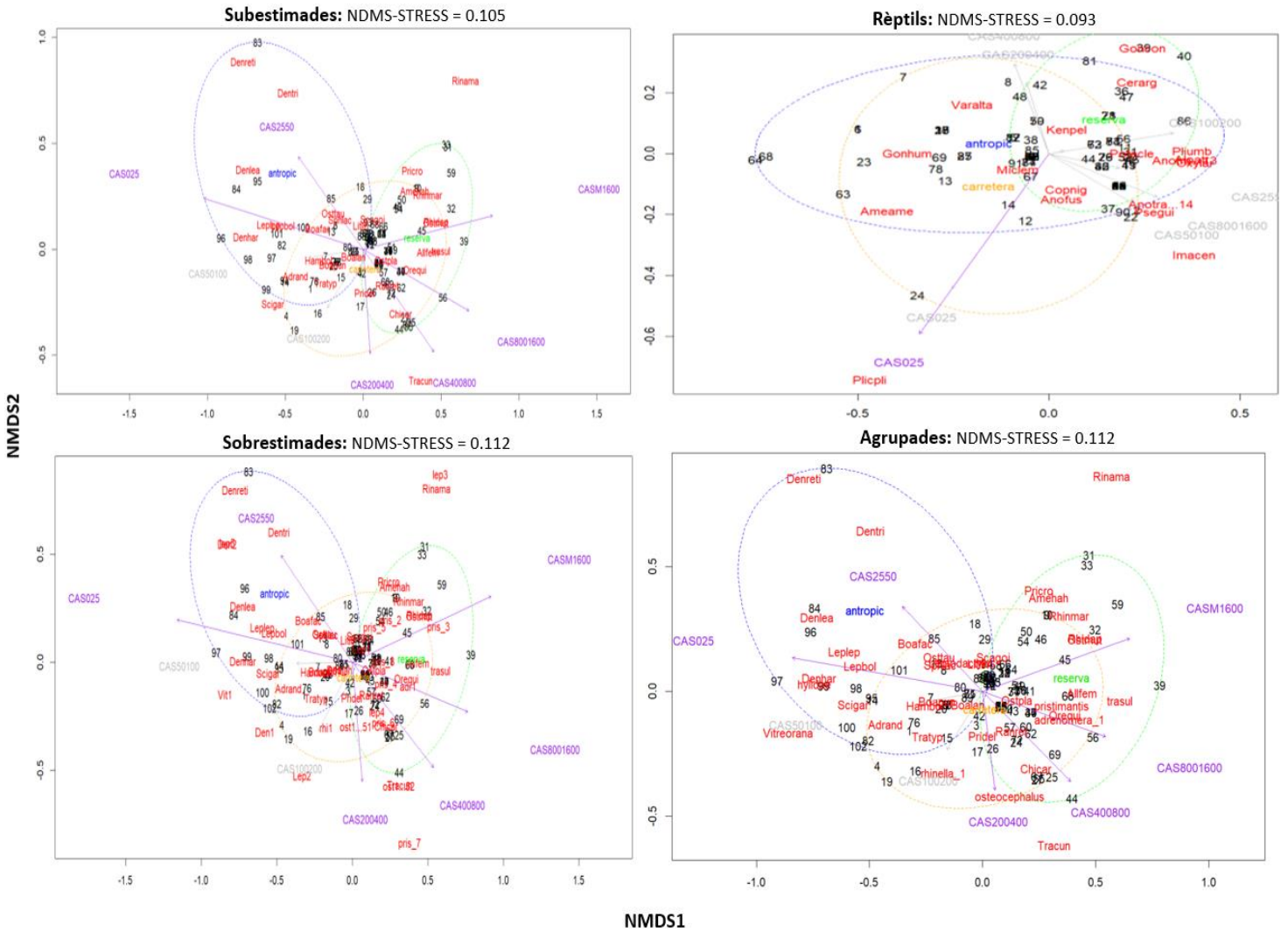


Fig. 7. Gràfiques de sortida del model d'ordenació no mètrica multidimensional (NMDS), per les quatre bases de dades. En la part superior de cada gràfica es mostra el valor de stress, que a valors inferiors a 0,2 indica un bon ajust de les dades. En vermell es mostren els noms de les espècies, les tres primeres lletres del gènere i les tres primeres de l'espècie. Aquestes estan diferenciades en els tres clústers que fan referència a la zona antròpica (color blau), la carretera (groc) i la reserva (verd). Les dades de cobertures amb un pes significatiu amb el model es representen amb el color lila i les que no tenen un pes significatiu en color gris.

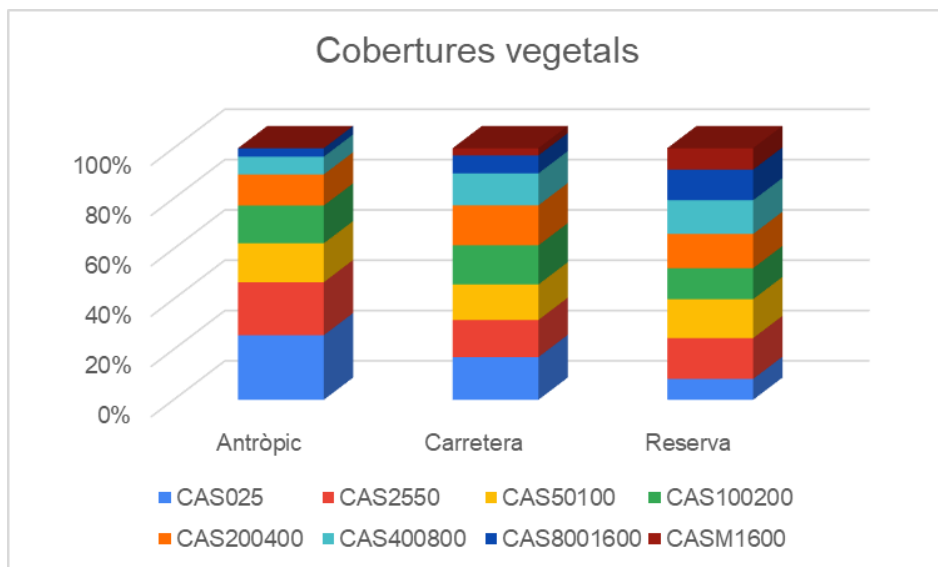


Fig. 8. Gràfic de columna apilada, de les cobertures vegetals per la zona antròpica, la carretera i la reserva.

## 9. DISCUSSIÓ

Al Perú es coneix que hi ha 653 espècies d'amfibis (Amphibianweb, 2024) de les quals 232 es troben distribuïdes en la regió de Loreto (Aguilar et al., 2021a) i 511 espècies de rèptils (Uetz et al., 2023) de les quals 182 es distribueixen a la regió de Loreto (Aguilar et al., 2021b). En aquest estudi s'ha creat un inventari de fauna herpetològica de la Comunitat de San Rafael i de la reserva maderal que té integrada. S'han registrat quaranta-nou espècies, d'aquestes espècies, dinou són rèptils (38.78%), dels quals deu es troben en la zona antròpica, tretze en la carretera i onze en la reserva. Trenta de les espècies identificades són amfibis (61.22%), dels quals quinze es troben en la zona antròpica, catorze es troben a la carretera i dinou a la reserva. Per tant, aquest estudi revela que l'objectiu inicial del treball ha fet curt en comparació amb la diversitat d'espècies que es poden trobar a la zona estudiada, suggerint la necessitat d'un esforç continuat en el monitoreig. Per tant, per tal de millorar aquest inventari, el seguiment s'hauria de dur a terme durant un període de temps més ampli, que permetés detectar aquelles espècies que podrien estar en etapes del cicle de vida de difícil registre en el moment que es va fer aquest treball, sobretot en el cas dels amfibis (Lips et al., 1999). També caldria dominar els cants d'espècies difícils d'observar, però fàcils d'escoltar. Aquest fet permetria incrementar aquest inventari, especialment amb espècies més forestals. En el cas dels rèptils es considera que hauria d'haver-hi més esforç de mostreig, ja que és més complex el registre d'aquestes espècies (Manzanilla & Péfaur, 2000). La metodologia empleada no té en consideració les vocalitzacions de les espècies ni altres metodologies, com serien les trampes de caiguda (Cisneros-Heredia, 2003), per tant, l'inventari extret de l'estudi s'hauria de complementar per tal que sigui més representatiu de la zona estudiada. Cal remarcar que els seguiments de rèptils amb transsectes es duen a terme en moltes regions, com el Seguimiento de Anfibios y Reptiles de España de la Asociación Herpetológica Española (AHE) (Programa S.A.R.E., 2024) o el Monitoring programme for amphibians and reptiles in mainland France de la French Herpetological Society (POPReptile, 2024), mostrant que pot haver-hi un cert biaix cap als lacertids i una subestimació dels ofidis (Santos et al., 2010).

L'estudi volia conèixer les diferències en la comunitat d'amfibis en un gradient antròpic, la comunitat agrícola com a zona amb més antròpica, la carretera com a zona de transició i la reserva com a zona sense efectes antròpics, donat que els amfibis són sensibles a la degradació del medi (Navas & Otani 2007) amb unes quantes espècies per les quals s'han categoritzat com a amenaçades d'extinció (Stuart et al. 2008), incloent força espècies d'amfibis amazònics (MMA, 2014). Concretament, es volia documentar l'efecte de la pèrdua d'hàbitat en la fauna herpetològica (Conabio, 2024), donat que estudis previs ja han mostrat que l'estructura de la vegetació és un factor important relacionat amb les regions biogeogràfiques per als amfibis (Rueda et al., 2010; Vasconcelos et al., 2014). Els resultats obtinguts demostren que hi ha majos riquesa i freqüència d'ocurrència d'amfibis a la reserva, on la comunitat herpetològica és més complexa (Souza et al., 2014; Menin et al., 2019), en comparació amb la comunitat, que presenta els valors més baixos pels dos valors. Els resultats obtinguts, doncs, lliguen amb la literatura, mostrant que la conversió del bosc a àrees més obertes pot haver sigut el detonant del reemplaçament de les espècies forestals per aquelles que semblen més ben adaptades als hàbitats oberts (Bitar et al. 2015). Resultats similars es van obtenir a l'Amazònia brasilera, on la riquesa d'espècies va disminuir en augmentar la intensitat de l'impacte humà entre els boscos pristins i llocs urbanitzats (Estupiñán i Galatti 1999; Menin et al., 2019). Es coneix que els factors antròpics poden afectar els amfibis a escala mundial i a l'Amazònia en particular, de diverses maneres. A escala global, l'activitat humana, com la disminució de la qualitat de l'hàbitat, la fragmentació de l'hàbitat, la pèrdua de microhàbitats, la contaminació i el canvi climàtic, pot tenir un impacte negatiu en les poblacions d'amfibis, contribuint a la disminució de la seva diversitat i al deteriorament dels seus hàbitats (Zamora & Peña, 2019; Charity et al., 2016; Winemiller et al., 2016; Latrubesse et al., 2017, Hamer i McDonnell 2008, Tocher et al. 2001). A l'Amazònia, aquests

efectes poden ser encara més pronunciats a causa de la gran biodiversitat d'amfibis que allotja aquest bioma (Amphibianweb, 2024). La desforestació, la contaminació dels rius i altres formes d'alteració dels hàbitats naturals poden posar en perill les poblacions d'amfibis a l'Amazònia, ja que moltes espècies depenen d'un entorn específic i són sensibles a les pertorbacions ambientals (Urbina-Cardona et al., 2011). A més, les projeccions futures indiquen que l'expansió agrícola i la variabilitat climàtica poden modificar els patrons de precipitació regionals a l'Amazònia (Davidson et al., 2012; Nobre et al., 2016; Sorribas et al., 2016), posant en entredit la integritat de l'ecosistema i alterant els patrons de distribució d'espècies.

En la comparativa entre la zona antròpica i la carretera gairebé no hi va haver diferències significatives pel que fa a la riquesa d'espècies i la freqüència d'ocurrència. Una possible explicació seria que a la comunitat hi ha la presència d'una entrada d'aigua, que fa que hi hagi un microhàbitat característic, adient per algunes espècies, com serien les del gènere *dendropsophus* (Souza et al., 2014), provocant un augment de riquesa d'espècies, que no s'espera trobar en una zona amb un efecte antròpic tan elevat (Alford & Richards, 1999). La composició d'espècies basada en la freqüència d'ocurrència (dades quantitatives) va diferir significativament entre la zona més antròpica i la reserva. A més, moltes de les espècies de la carretera (efecte antròpic intermedi) es localitzaven o a la zona antròpica o a la reserva. La desforestació podria haver permès a les espècies especialistes d'àrees obertes expandir-se, resultant en valors alts de dominància, a les zones antròpiques i a la carretera, com seria el cas de la *Leptodactylus leptodactyloide*. Això podria ocórrer a causa de la resiliència d'algunes espècies d'anurs a la urbanització (Oda et al. 2017), reemplaçant les espècies que viuen als boscos.

Els valors més elevats tant de la riquesa d'espècies com de la freqüència d'ocurrència de la reserva, demostra que la protecció dels espais naturals té un efecte directe envers la fauna que hi viu (Zaracho et al., 2014). A més, posa de relleu que és crucial gestionar de manera sostenible les activitats humanes a l'Amazònia per preservar la rica diversitat d'amfibis que hi habita (Godinho et al., 2018).

Pel que fa als rèptils, no s'observen efectes tan clars respecte la pèrdua de l'hàbitat. A la reserva s'hi localitzen espècies més especialistes, en canvi, a la zona antròpica i a la carretera són més generalistes. A la comunitat i la carretera, a causa de la disminució de certs recobriments vegetals hi ha una insolació molt més elevada que a la reserva, la qual cosa fa que les espècies generalistes s'hi distribueixin. A les zones naturals, gràcies a la caiguda periòdica d'arbres, els rèptils disposen de clarianes per assolellar-se, però aquestes són molt menys nombroses que en un ambient antropitzat. Els resultats obtinguts, per tant, no lliguen amb el que s'esperava inicialment. Alguns autors han documentat que les espècies forestals de l'Amazona són susceptibles als escenaris de desforestació i canvi climàtic (de Carvalho et al., 2022). En aquesta línia, s'espera que la desforestació alteri les condicions climàtiques locals (D'Almeida et al., 2007), mentre que a nivell regional, es discuteix quin llinar de desforestació comportarà que els boscos ja no puguin mantenir el seu clima i col·lapsin en biomes semblants a les sabanes més seques (Marengo et al., 2018; Lovejoy & Nobre, 2018). Donat que els rèptils tenen un metabolisme ectotèrmic i controlen la temperatura corporal mitjançant processos conductuals i fisiològics que impacten directament en les activitats locomotores, com la recerca de menjar i la dispersió (Camacho & Rush, 2017), fan particularment vulnerables les espècies que no necessiten termoregular-se (conformistes) (Sinervo et al., 2010). Aquests rèptils, es relacionen amb un sotabosc tancat a l'Amazònia (Vitt et al., 2008), on aquests termoconformistes poden estar actius a baixes temperatures corporals, no tolerant un escalfament sever i, per tant, són més vulnerables al canvi climàtic i del paisatge (Huey et al., 2009).



Una raó per les quals els resultats poden no coincidir amb la bibliografia és la manca d'experiència en censar els rèptils i la dificultat d'observar espècies forestals per sobre de certa altura respecte a l'observador. Per altra banda, la dificultat de mostrejar els ofidis (Santos et al., 2010) també pot haver perjudicat en aquesta detecció de l'efecte de pèrdua d'hàbitat. En l'estudi s'ha detectat poca presència d'ofidis, una de les explicacions, a part de la complexitat de registrar-los, és que els comunals quan els veuen els maten, ja que culturalment les serps són animals amb connotacions negatives (Yarlequé, 2000), i per la por del verí que secreten algunes espècies de la zona (Zamora et al., 2010).

Com s'ha mencionat, l'alteració de l'hàbitat a causa d'activitats humanes provoca canvis en l'estructura vegetal (Hernández et al., 2021), afectant directament les espècies i la seva distribució (Urbina, & Londoño, 2003). En el cas específic d'aquest estudi, la reserva presenta una dominància en els estrats d'altura superiors en comparació amb les altres dues zones (antròpica i carretera). En canvi, a la zona antròpica predomina la vegetació dels estrats d'altura més baixos respecte a la carretera i la reserva. A major recobriment de l'estrat entre dos-cents i quatre-cents centímetres, menor és la riquesa d'espècies i la freqüència d'ocurrència dels amfibis. La carretera té la cobertura més alta en aquest estrat, la qual cosa explica la menor riquesa d'espècies en aquesta zona. Contràriament, a mesura que augmenta el recobriment a l'altura entre cinquanta i cent centímetres, també ho fan la riquesa i la freqüència d'ocurrència. Novament, la carretera presenta la menor cobertura en aquest interval d'altura, la qual cosa s'associa amb la menor riquesa d'espècies que s'hi troba. Per tant, els resultats indiquen que els canvis en les cobertures vegetals de les tres zones, derivats del gradient antròpic, produeixen canvis en les comunitats herpetològiques (Menin et al., 2019), lligant amb la bibliografia existent (Zaracho et al., 2014).

Dels amfibis s'han registrat valors més elevats de riquesa d'espècies i freqüència d'ocurrència en els censos nocturns respecte dels censos diürns. Aquesta major abundància i riquesa d'amfibis durant la nit s'atribueix a les seves característiques fisiològiques (Wells, 2007) i comportamentals de moltes de les espècies d'amfibis, que fa que s'hagin adaptat a la vida nocturna (Arturo, 1999). Molts amfibis són més actius i vocalitzen durant la nit, tant per la recerca de menjar com per l'aparellament. Aquest comportament els fa més detectables durant els recorreguts nocturns, conduint a una major abundància observada d'amfibis durant la nit en comparació amb el dia (Rocha et al., 2015; Lima et al., 2015; von May et al., 2010). En el cas dels rèptils, tant per la riquesa d'espècies com per la freqüència d'ocurrència van ser majors durant els censos diürns respecte a els nocturns. Aquest fet es pot associar al fet que moltes espècies són d'hàbits diürns donat que durant el dia es troben assolellant-se (Arturo, 1999), i aquesta activitat facilita el seu registre a causa del poc moviment i l'exposició visual.

Es vol destacar que, tot i treballar amb tres bases de dades diferents d'amfibis (sobreestimades, agrupades i subestimades) en tots tres casos s'han obtingut les mateixes conclusions. No obstant això, els resultats són molt més evidents quan es treballa amb la base de dades sobreestimades en comparació amb les altres dues. En la realitat, aquesta situació que s'ha observat, és molt més dràstica, ja que com s'ha comentat anteriorment, si s'augmentés l'esforç de mostreig i les metodologies es registrarien més espècies de distribució rara, per tant, més selectives i sensibles als canvis ambientals (Urbina-Cardona et al., 2011).

L'UINC ressalta importància del monitoratge d'aquest grup taxonòmic, pel seu grau de sensibilitat als canvis ambientals (Luedtke et al., 2023), i actuen com a indicadors ambientals rellevants (Galán, 1999; Puig-Gironès & Real 2022) i perquè pateixen un declivi actiu el qual no es coneix en exactitud les dimensions reals, principalment a causa de la manca d'informació disponible (Luedtke et al., 2023). Malgrat la limitada extensió d'aquest estudi, s'ha observat que amb la subestimació de dades també hi ha una dissimulació dels efectes de les pressions antròpiques sobre les poblacions dels amfibis. De cara al futur, és crucial continuar el seguiment d'aquest

grup, per tal de detectar qualsevol canvi temporal significatiu, detectar canvis incipients que permetin anticipar-se i, si és possible, aplicar una gestió adaptativa per a millorar-ne l'estat.

## 10. CONCLUSIONS

To obtain a representative inventory, a greater sampling effort and combining methodologies are required.

There are significant differences in the three studied zones, caused by a gradient of anthropic activity. Summarized with the following statements:

- There are significant differences in herpetofauna among the three sampled zones.
- Species richness and occurrence frequency are higher in the reserve.
- Vegetation coverage defines the zones and is related to species distribution.
- With greater coverage at the height of two hundred to four hundred centimeters, the species richness and occurrence frequency of amphibians are lower.
- With greater coverage at the height of fifty to one hundred centimeters, the species richness and occurrence frequency of amphibians are higher.
- The effects of habitat loss are more noticeable with amphibians.

In conclusion, it can be inferred that there is an anthropic effect on the distribution of herpetological fauna in the San Rafael community and its reserve.

## 11. Bibliografia

1. Aguilar, C. A., Rojas-Padilla, O., Rios-Alva, E. J., Odicio-Iglesias, M. M., Aguilar-Manihuari, R., & Gagliardi-Urrutia, G. (2021a). Lista actualizada de los anfibios del departamento de Loreto. *Revista Peruana de Biología*, 28(especial), e21912. <https://doi.org/10.15381/rpb.v28iespecial.21912>
2. Aguilar, C. A., Rojas-Padilla, O., Rios-Alva, E. J., Odicio-Iglesias, M. M., Aguilar-Manihuari, R., & Gagliardi-Urrutia, G. (2021n). Lista actualizada de los reptiles del departamento de Loreto. *Revista Peruana de Biología*, 28(especial), e21913. <https://doi.org/10.15381/rpb.v28iespecial.21913>
- Almeida, H., Soto, J. J. S., Ríos, A. M., Domínguez, A. L. L., & Ramírez10, J. S. (2016) Cambios en la biodiversidad y sus consecuencias en el funcionamiento de los ecosistemas y sus servicios.
3. Alford, R. A., & Richards, S. J. (1999). *Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. Annual Review of Ecology and Systematics*, 30(1), 133-165. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.30.1.133>
4. Almond, R., Grooten, M., Juffe-Bignoli, D. & Petersen, T. (Eds.) (2022). *Informe Planeta Vivo 2022. Hacia una sociedad con la naturaleza en positivo. Suiza: WWF.*
5. *AmphibiaWeb Search*. (s. f.). Recuperado 20 de febrero de 2024, de [https://amphibiaweb.org/cgi/amphib\\_query?rel-isocc=like&orderbyaw=Order&where-isocc=Peru](https://amphibiaweb.org/cgi/amphib_query?rel-isocc=like&orderbyaw=Order&where-isocc=Peru)
6. Arias-Maldonado, M. (2020). Antropoceno. *Paradigma*, 23, 1885-7604. <https://hdl.handle.net/10630/19523>
7. Arturo Navas, C. (1999). Biodiversidad de anfibios y reptiles en el paramo: una vision eco-fisiologica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Fisicas y Naturales*, 23, S465+. <https://link.gale.com/apps/doc/A498581513/IFME?u=anon~443ff41c&sid=googleScholar&xid=4870cb1a>
8. Ballester, F. (2005). Contaminación atmosférica, cambio climático y salud. *Revista Española de salud pública*, 79, 159-175.
9. Bitar, Y.O.C.; Juen, L.; Pinheiro, L.C.; Santos-Costa, M.C. 2015. Anuran beta diversity in a mosaic anthropogenic landscape in transitional Amazon. *Journal of Herpetology*, 49: 75–82.
10. Blancas Jiménez, J. (2023). Respuestas de los anfibios a la modificación antropogénica del hábitat: un metanálisis [Tipo de tesis para optar un grado]. Universidad Nacional Autónoma de México.
11. Brönnimann, S., Ewen, T., Luterbacher, J., Diaz, H. F., Stolarski, R. S., & Neu, U. (2008). A Focus on Climate During the Past 100 Years. En S. Brönnimann, J. Luterbacher, T. Ewen, H. F. Diaz, R. S. Stolarski, & U. Neu (Eds.), *Climate Variability and Extremes during the Past 100 Years* (pp. 1-25). Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6766-2\\_1](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6766-2_1)
12. Camacho, Agustín, and Travis W. Rusch. "Methods and pitfalls of measuring thermal preference and tolerance in lizards." *Journal of Thermal Biology* 68 (2017): 63-72.
13. Cássia de Carvalho, Leonardo Carreira, Maria Cristina dos Santos-Costa, Ana Prudente, Daniel Paiva Synergistic effects of climate and landscape change on the conservation of Amazonian lizards BIODIVERSITY AND CONSERVATION, 2022
14. Cassiano D'Almeida, Charles J. Vörösmarty, George C. Hurtt, José A. Marengo, S. Lawrence Dingman, Barry D. Keim The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. 2007 *International Journal of Climatology*, 27(5): 633-647 <https://doi.org/10.1002/joc.1475>
15. Ceballos, G., & Ortega-Baes, P. (2011). 1. Ceballos G. and Ortega-Baes P. 2011. *La sexta extinción: La pérdida de especies y poblaciones en el Neotrópico*. Pp. 95-108, en:

- Conservación Biológica: Perspectivas de Latinoamérica. (Simonetti J., R., Dirzo, eds.) Editorial Universitaria. Chile. (pp. 95-108).*
16. Centro para la Biología de la Conservación. (1996). Fragmentación y Metapoblaciones. *Ecototno*, 3.
  17. Chapin Iii, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C., & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-242. <https://doi.org/10.1038/35012241>
  18. Charity, S., Dudley, N., Oliveira, D. & Stolton, S. Living amazon report 2016: A regional approach to conservation in the Amazon. WWF Living Amazon Initiative, Brasília and Quito (2016).
  19. Chuliver, M., Grosso, J., Fontanarroza, G., Fratani, J., Paola Ferraro, D., Duport-Bru, A. S., ... & Corina Vera, M. (2021). Gender inequities in herpetology: the case of the Argentine community. *Cuadernos de herpetología*, (2).
  20. CONABIO. (s. f.). *¿Por qué se pierde la biodiversidad?* Biodiversidad Mexicana. Recuperado 16 de enero de 2024, de <https://www.biodiversidad.gob.mx/biodiversidad/porque>
  21. Da Cruz, D. C., Benayas, J. M. R., Ferreira, G. C., & Ribeiro, S. S. (2020b). Tree communities in Three-Year-Old Post-Mining sites under different forest restoration techniques in the Brazilian Amazon. *Forests*, 11(5), 527. <https://doi.org/10.3390/f11050527>
  22. Davidson, E. A. et al. The Amazon basin in transition. *Nature* 481, 321–328, <https://doi.org/10.1038/nature10717> (2012).
  23. Dixon, P. M. (2003). VEGAN, a package of R functions for community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 14(6), 927–930. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02228.x>
  24. Dourojeanni, M. (2013). Loreto sostenible al 2021. 356 páginas. Primera edición. Mayo 2013.
  25. Estupiñán Bravo, L. (2003). Pérdida de hábitat y su relación con la extinción de especies. *CAA. Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*.
  26. Estupiñán, R.A.; Galatti, U. 1999. La fauna anura em areas condiferentes grados de intervención antrópica de la Amazonia Oriental Brasileña. *Revista de La Academia Colombiana deCiências Exactas Físicas y Naturales*, 23: 275–286.
  27. FAO. 2021. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 - Informe principal. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca9825es>
  28. FAO. 2022. El estado de los bosques del mundo 2022. Vías forestales hacia la recuperación verde y la creación de economías inclusivas, resilientes y sostenibles. Roma, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb9360es>
  29. Franco Vidal, L., Useche, D. C., y Hernández, S. (2013). Biodiversidad y el cambio antrópico del clima: ejes temáticos que orientan la generación de conocimiento para la gestión frente al fenómeno. *Ambiente y Desarrollo*, 17(32), 79-96
  30. Gagliardi-Urrutia, G. (2010). Anfibios y reptiles de Loreto, Peru. *The Field Museum-Rapid Color Guide*, 262.
  31. Galán, P. (1999). Conservación de la herpetofauna gallega. Universidad de da Coruña. Servicio de publicaciones. La Coruña.
  32. Garbisu, C., Amézaga, I., & Alkorta, I. (2002). Biorremediación y ecología. *Ecosistemas*, 11(3).
  33. Gibbons, J. W., Scott, D. E., Ryan, T. J., Buhlmann, K. A., Tuberville, T. D., Metts, B. S., Greene, J. L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S., & Winne, C. T. (2000). The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians: Reptile species are declining on a global scale. Six significant threats to reptile populations are habitat loss and degradation, introduced invasive species, environmental pollution, disease, unsustainable use, and global climate change. *BioScience*, 50(8), 653-666. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0653:TGDORD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0653:TGDORD]2.0.CO;2)
  34. Godinho, M.B.d.C., da Silva, F.R. The influence of riverine barriers, climate, and topography on the biogeographic regionalization of Amazonian anurans. *Sci Rep* 8, 3427 (2018). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-21879-9>

35. Gutiérrez Bonilla, F. D. P. (2006). *Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos*. Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander Von Humboldt.
36. Hammer, O.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4: 1–9.
37. Hernández, M. J. P., Acosta, E. H., Jiménez, R. S., Gervacio, C. G., & Reyes, S. (2021). Dinámica de cambios de uso de suelo y vegetación por actividades antropogénicas en Zaachila, Oaxaca. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*, 12(66). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i66.894>
38. Hernández, M. A. (2014). Transformación de los sistemas naturales por actividades antropogénicas. *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán; Durán-García, R., Méndez-González, ME, Eds*, 316-319.
39. Huey, Raymond B., et al. "Why tropical forest lizards are vulnerable to climate warming." *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276.1664 (2009): 1939-1948.
40. IPBES, W. (2019). Intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. *Summary for Policy Makers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES Secretariat, Bonn, Germany.
41. Latrubesse, E. M. et al. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature* 546, 363–369, <https://doi.org/10.1038/nature22333> (2017).
42. Luedtke, J. A., Chanson, J., Neam, K., Hobin, L., Maciel, A. O., Catenazzi, A., Borzée, A., Hamidy, A., Aowphol, A., Jean, A., Sosa-Bartuano, Á., Fong G., A., De Silva, A., Fouquet, A., Angulo, A., Kidov, A. A., Muñoz Saravia, A., Diesmos, A. C., Tominaga, A., ... Stuart, S. N. (2023). Ongoing declines for the world's amphibians in the face of emerging threats. *Nature*, 622(7982), 308-314. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06578-4>
43. Jiménez-Velázquez, G., Quintero, J., & Boix, N. (2012). *GUÍA TEÓRICA Y METODOLÓGICA PARA EL CONOCIMIENTO Y MANEJO DE LA HERPETOFAUNA*.
44. Kappelle, M., Van Vuuren, M. M., & Baas, P. (1999). Effects of climate change on biodiversity: a review and identification of key research issues. *Biodiversity & Conservation*, 8, 1383-1397.
45. *La Amazonia—Nuestro trabajo / WWF España*. (s. f.). Recuperado 11 de febrero de 2024, de [https://www.wwf.es/nuestro\\_trabajo/bosques/la\\_amazonia/](https://www.wwf.es/nuestro_trabajo/bosques/la_amazonia/)
46. León, E. (s. f.). *COMENTARIOS EN TORNO A LA GEOPOLÍTICA DE LA RIQUEZA BIOLÓGICA AMAZÓNICA*.
47. Lima, Janaína R., et al. "Amphibians on Amazonian Land-Bridge Islands are Affected More by Area Than Isolation." *Biotropica* 47.3 (2015): 369-376.
48. Lips, K. R., Reaser, J. K., Young, B. E., & Ibañez, R. (1999). El monitoreo de anfibios en América Latina. *Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Herpetol. Circular*, 30(11), 1-115.
49. Lovejoy, Thomas E., and Carlos Nobre. "Amazon tipping point." *Science Advances* 4.2 (2018): eaat2340.
50. Luedtke, J., Chanson, J., Neam, K., Hobin, L., Maciel, A. O., Catenazzi, A., Borzée, A., Hamidy, A., Aowphol, A., Jean, A., Sosa-Bartuano, Á., G, A., De Silva, A., Fouquet, A., Angulo, A., Кидов, A. A., Saravia, A. M., Diesmos, A. C., Tominaga, A., . . . Stuart, S. N. (2023). Ongoing declines for the world's amphibians in the face of emerging threats. *Nature*, 622(7982), 308-314. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06578-4>
51. Lynch, J.D. (2005) Discovery of the richest frog fauna in the world. An exploration of the forests to the north of Leticia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales*, 29 (113), 581–588.
52. Manzanilla, J., & Péfaur, J. E. (2000). Consideraciones sobre métodos y técnicas de campo para el estudio de anfibios y reptiles. *Revista de Ecología Latinoamericana*, 7(1-2), 17-30.
53. Marcelo MENIN, Rafaela Fernanda Batista FERREIRA, Izomar Barbosa MELO, Marcelo GORDO, Gustavo Yomar HATTORI, Bruno Sampaio SANT'ANNA

- Anuran diversity in urban and rural zones of the Itacoatiara municipality, central Amazonia, Brazil. *ACTA AMAZONICA* (2019) <https://doi.org/10.1590/1809-4392201800284>
52. Marengo, Jose A., et al. "Changes in climate and land use over the Amazon region: current and future variability and trends." *Frontiers in Earth Science* (2018): 228.
53. Marsh, D.M. y Pearman, P.B., 1997. The effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of terrestrial leptodactylid frogs in an Andean montane forest. *Conservation Biology* 11: 1323–1328
54. Méndez-de-la-Cruz, F., Fierro Estrada, N., Arenas-Moreno, D., & Vera Chávez, M. (2021). *CAPITULO 11 LAS ESPECIES ENDÉMICAS DE LAGARTIJAS DE MÉXICO ANTE EL CAMBIO CLIMÁTICO* (pp. 187-205).
55. Menin, M., Ferreira, R. F. B., Melo, I. B., Gordo, M., Hattori, G. Y., & Sant'Anna, B. S. (2019). Anuran diversity in urban and rural zones of the Itacoatiara municipality, central Amazonia, Brazil. *Acta Amazonica*, 49(2), 122–130. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201800284>
56. MINAM, V. (2015). Mapa Nacional de Cobertura Vegetal-Memoria Descriptiva. *Ministerio del Ambiente. Lima: Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural.*
57. MINAM, J. (2018). *Mapa nacional de ecosistemas del Perú: Memoria descriptiva.*
58. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2021) *Informe sobre el estado del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad en España a 2020.* [https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/ceneam/recursos/pag-web/iepn20\\_sexenal\\_tcm30-527047.pdf](https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/ceneam/recursos/pag-web/iepn20_sexenal_tcm30-527047.pdf)
59. MMA. 2014. Ministério do Meio Ambiente, Portaria No. 444 de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. *Diário Oficial da União, Seção 1*, 245: 121–126.
60. Moreno, J., Galante, E., Ramos, M.A., Araujo, R., Baxeiras, J., Carranza, J., Daufresne, M., Delibes, M., Enghoff, H., Fernández, J., Gómez, C., Marco, A., Nicieza, A.G., Nogales, M., Papes, M., Roura, N., Sanz, J.J., Sarto i Monteys, V., Seco, V., Soriano, O., Stefanescu, C. (2005). Impactos sobre la biodiversidad animal. En *Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático*, ISBN:84–8320–303–0, Madrid, Ministerio de Medio Ambiente (MIMAM), pp. 249–302.
61. Moulatlet, G. M., Ambriz, E., Guevara, J., López, K. G., Rodes-Blanco, M., Guerra-Arévalo, N., Ortega-Andrade, H. M., & Meneses, P. (2021). Multi-taxa ecological responses to habitat loss and fragmentation in Western Amazonia as revealed by RAPELD Biodiversity Surveys. *Acta Amazonica*, 51(3), 234-243. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202004532>
62. Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
63. Navas, C.A.; Otani, L. 2007. Physiology, environmental change, and anuran conservation. *Phyllomedusa*, 6: 83–103.
64. Nobre, C. A. et al. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 113, 10759–10768, <https://doi.org/10.1073/pnas.1605516113> (2016).
65. POPReptile – *Société Herpétologique de France | La SHF.* (s. f.). Recuperado 21 de febrero de 2024, de <http://lashf.org/popreptile/>
66. Posit team (2024). RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA. URL <http://www.posit.co/>.
67. Prodon, R., & Lebreton, J. (1981). Breeding Avifauna of a Mediterranean Succession: The Holm oak and Cork Oak Series in the Eastern Pyrenees, 1. Analysis and Modelling of the Structure Gradient. *Oikos*, 37(1), 21. <https://doi.org/10.2307/3544069>
68. Programa S.A.R.E. – *Asociación Herpetológica Española.* (s. f.). Recuperado 21 de febrero de 2024, de <https://herpetologica.es/category/programas/programa-sare/>
69. Ramírez Ríos, J. (2008). Ecoturismo, experiencia de gestión y manejo del bosque como alternativa de desarrollo comunal: Comunidad Campesina de San Rafael, río Amazonas.



- Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana.*  
<https://repositorio.iiap.gob.pe/handle/20.500.12921/269>
70. Rios-Alva, E., Guillen-Huaman, J. L., Estivals, G., Gagliardi-Urrutia, G., Castro-Ruiz, D., Tirado-Herrera, E. R., Angulo, C., & Garcia-Dávila, C. R. (2022). REGISTROS INESPERADOS DE HERPETOFAUNA EN UN PARCHE PERIURBANO DE LA CIUDAD DE IQUITOS. *Folia Amazónica*, 31(2), 259-272. <https://doi.org/10.24841/fa.v31i2.624>
71. Rivadeneira, C. D., Venegas, P. J., & Ron, S. R. (2018). Species limits within the widespread Amazonian treefrog *Dendropsophus parviceps* with descriptions of two new species (Anura, Hylidae). *ZooKeys*, 726, 25-77. <https://doi.org/10.3897/zookeys.726.13864>
72. Rocha, C. F. D., et al. "Differential success in sampling of Atlantic Forest amphibians among different periods of the day." *Brazilian Journal of Biology* 75 (2015): 261-267.
73. Rojas Briceño, N. B., Barboza Castillo, E., Maicelo Quintana, J. L., Oliva Cruz, S. M., & Salas López, R. (2019). Deforestación en la Amazonía peruana: Índices de cambios de cobertura y uso del suelo basado en SIG. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 81, 2538, 1–34. <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2538a>
74. Rueda, M., Rodríguez, M. A. & Hawkins, B. A. Towards a biogeographic regionalization of the European biota. *J. Biogeogr.* 37, 2067–2076, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02388.x> (2010).
75. Santos, Xavier, and José Manuel Poquet. "Ecological succession and habitat attributes affect the postfire response of a Mediterranean reptile community." *European Journal of Wildlife Research* 56 (2010): 895-905.
76. Sinervo, Barry, et al. "Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches." *Science* 328.5980 (2010): 894-899
77. Sinervo, Barry, et al. "Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches." *Science* 328.5980 (2010): 894-899.
78. Sorribas, M. V. et al. Projections of climate change effects on discharge and inundation in the Amazon basin. *Clim. Change* 136, 555–570, <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1640-2> (2016).
79. Souza, F. L., Martins, F. I., & Raizer, J. (2014). Habitat heterogeneity and anuran community of an agroecosystem in the Pantanal of Brazil. *Phyllomedusa: Journal of Herpetology*, 13(1), 41. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9079.v13i1p41-50>
80. Stuart, S.; Hoffmann, M.; Chanson, J.; Cox, N.; Berridge, R.; Ramani, P.; Young, B. 2008. *Threatened Amphibians of the World*. Lynx Edicions, Barcelona; IUCN, Gland; Conservation International, Arlington, 134p.
81. Urbina-Cardona, N., Burrowes, P., Osorno, M., Crawford, A., Velasco, J., Flechas, S., Vargas Salinas, F., Luna, V., Navas, C., Guayara Barragán, M., Bolivar, W., Gutiérrez-Cárdenas, P. D. A., & Castro-Herrera, F. (2011). *Prioridades en la conservación de anfibios ante su crisis global: Hacia la construcción del plan de acción para la conservación de los anfibios de Colombia* (pp. 10-19).
82. Urbina-Cardona, N., Burrowes, P., Osorno, M., Crawford, A., Velasco, J., Flechas, S., Vargas Salinas, F., Luna, V., Navas, C., Guayara Barragán, M., Bolivar, W., Gutiérrez-Cárdenas, P. D. A., & Castro-Herrera, F. (2011). *Prioridades en la conservación de anfibios ante su crisis global: Hacia la construcción del plan de acción para la conservación de los anfibios de Colombia* (pp. 10-19).
83. Urbina, J. N., & Londoño, M. C. (2003). Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro áreas con diferente grado de perturbación en la Isla Gorgona, Pacífico colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 27(102), 105-114.
84. THE REPTILE DATABASE. (s. f.). Recuperado 20 de febrero de 2024, de <http://www.reptile-database.org/>
85. *The IUCN Red List of Threatened Species*. (s. f.). IUCN Red List of Threatened Species. Recuperado 28 de enero de 2024, de <https://www.iucnredlist.org/en>
86. Tocher, M.D.; Gascon, C.; Meyer, J. 2001. Community composition and breeding success of Amazonian frogs in continuous forest and matrix habitat aquatic sites. In: Bierregaard Jr., R.O.; Gascon, C.; Lovejoy, T.E.; Mesquita, R.C.G. (Eds.). *Lesson from Amazonia: the ecology*

- and conservation of a fragmented forest. Yale University Press, New Haven, USA, p.235–247.
87. Vasconcelos, T. S., Prado, V. H. M., da Silva, F. R. & Haddad, C. F. B. Biogeographic distribution patterns and their correlates in the diverse frog fauna of the Atlantic Forest Hotspot. *PlosOne* 9, 1–9, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104130> (2014).
88. Vergara, A., Arias, M., Gachet, B., Naranjo, L.G., Román, L., Surkin, J. y Tamayo, V. 2022. Informe Amazonía Viva 2022.
89. Vitt, Laurie, et al. "Guia de Lagartos da Reserva Adolpho Ducke, Amazônia Central/Guide to the Lizards of Reserva Adolpho Ducke, Central Amazônia." (2008).
90. Von May, Rudolf, et al. "Amphibian community structure as a function of forest type in Amazonian Peru." *Journal of Tropical Ecology* 26.5 (2010): 509-519.
91. Wells, K. D. (2007). *The ecology and behavior of amphibians*. <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226893334.001.0001>
92. Whitfield, S. M., Bell, K. E., Philippi, T., Sasa, M., Bolaños, F., Chaves, G., Savage, J. M., & Donnelly, M. A. (2007). Amphibian and reptile declines over 35 years at La Selva, Costa Rica. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(20), 8352–8356. <https://doi.org/10.1073/pnas.0611256104>
93. Wickham, H. (2016). ggplot2. In *Use R!* <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>
94. Winemiller, K. O. et al. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351, 128–129, <https://doi.org/10.1126/science.aac7082> (2016).
95. WWF (2020). Informe Planeta Vivo 2022. Hacia una sociedad con la naturaleza en positivo. Almond, R.E.A.; Grooten M.; Juffe Bignoli, D. y Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Suiza.
96. Yarlequé, A. (2000). *Las serpientes peruanas y sus venenos*. UNMSM.
97. Zamora, M. B. N., Suárez, W. H. S., & Mas, E. a. V. (2010). Las serpientes venenosas de importancia en la salud pública del Perú. *REDVET. Revista Electrónica De Veterinaria*, 11(7), 1–17. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=63614251014>
98. Zamora, R. R. R., & Peña, P. E. P. (2019). EVIDENCIA PRELIMINAR DEL EFECTO BORDE EN ANFÍBIOS DE LA RESERVA NACIONAL PUCACURO, AL NORTE DE LA AMAZONÍA PERUANA. *Folia Amazónica*, 27(1), 55–67. <https://doi.org/10.24841/fa.v27i1.447>
99. Zaracho, V. H., Ingaramo, M. del R., Semhan, R. V., Etchepare, E. G., Acosta, J. L., Falcione, A. C., & Álvarez, B. B. (2014). Herpetofauna de la Reserva Natural Provincial Isla Apipé Grande (Corrientes, Argentina). *Cuadernos de herpetología*, 28(2), 153-160.